

HELSINGIN YLIOPISTO
HELSINGFORS UNIVERSITET
UNIVERSITY OF HELSINKI

Pro gradu -tutkielma

Geologia

**Aijalan Cu-Zn-Pb-kaivoksen aiheuttama metallikuormitus vesistöön ja
kuormituksen mahdollinen hallinta**

Kaisa Martikainen

2016

**HELSINGIN YLIOPISTO
MATEMAATTIS-LUONNONTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
GEOTIETEIDEN JA MAANTIETEEN LAITOS**



Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos/Institution – Department	
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta		Geotieteiden ja maantieteen laitos	
Tekijä/Författare – Author			
Kaisa Martikainen			
Työn nimi / Arbetets titel – Title			
Aijalan Cu-Zn-Pb-kaivoksen aiheuttama metallikuormitus vesistöön ja kuormituksen mahdollinen hallinta			
Oppiaine /Läroämne – Subject			
Geologia			
Työn laji/Arbetets art – Level		Aika/Datum – Month and year	
Pro gradu -tutkielma		Marraskuu 2016	
		Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages	
		79	
Tiivistelmä/Referat – Abstract			
<p>Tutkimuskohteena on Salon kaupungissa sijaitseva Aijalan vanha kaivos, joka on ollut tunnettu sulfidimalmeistaan jo 1600-luvulta lähtien. Kaivos oli toiminnassa vuosina 1949-1958. Kaivoksella on käsitelty myös läheisen Metsämontun Zn-Pb-malmeja (v.1951-1958, v.1964-1974) sekä Telkkälän Ni-Cu-malmeja (v.1969-1970), joiden jätteet sijoitettiin samalle rikastushiekka-alueelle Aijalan jätteiden kanssa. Aijalan kaivoksen rikastushiekka-alue kuormittaa tällä hetkellä ympäristöä hallitsemattomasti hyvin voimakkaasti metallipitoisilla vesillä (mm. Fe, Zn, Cu, Pb) Aikolanlahteen sekä Kiskonjokeen, joka luokitellaan Natura-alueeksi. Rikastushiekka-alueella ei ole jälkihoidettu kunnolla, minkä johdosta alueella muodostuvat sekä alueen läpi virtaavat pinta- ja pohjavedet happamoituvat voimakkaasti. Kuormittumista on tutkittu useaan otteeseen, mutta kunnostustoimiin alueella ei ole ryhdytty.</p> <p>Tarkoituksena oli saada tietoa rikastushiekka-alueelta tulevasta metallikuormituksesta alueen vesiin, ja mikä kuormitus tulee mahdollisesti olemaan tulevaisuudessa. Aiempien tutkimusten perusteella alueelle suunniteltiin vesinäytteenotto. Aijalan alueelle luotiin myös ArcGis-ohjelmalla pintavesien virtausmalli, jonka pohjalta tulkittiin alueen osavalmu-alueet. Merkittävin havainto oli, että Koskossuolta tulee suuri pintavalunta rikastushiekka-alueelle. Kiskonjokeen rikastushiekka-alueelta laskevan puron ja sen sivuhaarojen kautta tulee valuntaa noin 790 000 m³ vuodessa ja Aikolanlahteen noin 170 000 m³ vuodessa.</p> <p>Kiskonjokea kuormittavista metalleista lyijy ja kupari muodostavat suurimman riskin. Kuparikuormitus Kiskonjokeen on noin 35 kg vuodessa ja lyijykuormitus noin 1 kg vuodessa. Kuormittavien metallien pitoisuudet Kiskonjokeen laskevassa purossa ovat laskeneet viimeisen 30 vuoden aikana, mikä todennäköisesti johtuu valuntamäärien lisääntymisestä alueella. Aikolanlahteen ei kohdistu merkittävää metallikuormitusta. Tärkein havainto oli, että länsimalmin kaivoskuilusta todennäköisesti pääsee purkautumaan hyvin metallipitoista pohjavettä maanpinnalle.</p> <p>Metallikuormitus alueella tulee jatkumaan alueella satoja vuosia. Vaikka kuormitus ei ole merkittävän suuri, tulisi alueelle laatia päivitetty kunnostussuunnitelma. Rikastushiekka-alue tulisi peittää ja suolta tulevan luontaisen valunnan pääsy rikastushiekka-alueelle tulisi estää. Myös länsimalmin kaivoskuiluista tapahtuvaa pohjaveden purkautumista tulisi tutkia enemmän.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
Aijala, sulfidit, kaivosympäristö, rikastushiekka, happamoituminen, ARD, raskasmetallikuormitus			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Helda			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			
36 kuvaa, 14 taulukkoa, 2 liitettä			



Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty		Laitos/Institution – Department	
Faculty of Science		Department of Geosciences and Geography	
Tekijä/Författare – Author			
Kaisa Martikainen			
Työn nimi / Arbetets titel – Title			
The metal contamination to waters at the Aijala mine and its management options			
Oppiaine / Läroämne – Subject			
Geology			
Työn laji/Arbetets art – Level		Aika/Datum – Month and year	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages
MSc thesis		November 2016	79
Tiivistelmä/Referat – Abstract			
<p>The study area, Aijala mine is located at the city of Salo, southwestern Finland. The area has been known from sulphide ores since the 17th century. The mine was in operation between 1949-1958. Nearby Metsämonttu Zn-Pb ore was processed at the Aijala plant between 1951-1958 and 1964-1974, and Telkkälä Ni-Cu ore was processed between 1969-1970. Because there has not been conducted any effective restoration actions after the mine closure, the waters in the mine area are at the moment heavily acidic. Because of the ARD from the tailings area produce metal contaminated waters (Fe, Zn, Cu, Pb) to the bay Aikolanlahti and to the river Kiskonjoki. River Kiskonjoki is classified as a Natura-site. There have been a number of earlier studies on the contamination, but a proper reclamation of the area has not been organized.</p> <p>The purpose of the study was to learn more about the metal contamination to the waters, and their future impact on the environment. Based from the earlier studies, a water sampling program was planned to the area. With the help of ArcGis, the drainage of the watershed modelled. It was learned, that the wetland Koskossuo produces a significant natural acid discharge that flows through the tailings area. The annual discharge to the river Kiskonjoki is about 790 000 m³ and to the bay Aikolanlahti about 170 000 m³.</p> <p>Copper (35 kg a⁻¹) and lead (1 kg a⁻¹) are the most effective contaminants to the river Kiskonjoki. Metal concentration in the brook that flows to the river Kiskonjoki, has decreased during the past 30 years. The reason for that may be, that the discharge in the area has increased. The metal load to the bay Aikolanlahti is not significant. The most important discovery was, that in the middle of the brook that flows to river Kiskonjoki, there may be a groundwater discharge from the abandoned western mine galleries to the surface water.</p> <p>It can be concluded that metal impact from the tailings area to the surrounding waters will be continuing for hundreds of years (until most of the sulphides from the area have been oxidised). Even though the metal contamination is not significant, there should do a new rehabilitation plan. The tailings area should be covered, and the discharge from the Koskossuo to the tailings area should be channelled to other direction. It is also recommended that impact from the western mine pit should be examined.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords			
Aijala, sulphide, mine, tailings, acidification, AMD, heavy metal load			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Helda			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			
36 figures, 14 tables, 2 appendices			

LYHENTEITÄ

ARD	= Acid Rock Drainage eli mineraalien kemiallisen rapautumisen tuottama hapan valunta
SPA-alue	= Special Protection Area, Euroopan komission lintudirektiivin mukainen erityinen suojelualue, joka kuuluu Natura-verkostoon
SCI-alue	= Site of Community Importance, Euroopan komission kuuluva luontodirektiivin mukainen alue, joka kuuluu Natura-verkostoon
SL-alue	= seutukaavan luonnonsuojelualue
NP	= Neutralization Potential eli neutraloimispotentiaali, termiä käytetään kuvattaessa mineraalien kykyä neutraloida happamuutta
AP	= Acid Potential eli haponmuodostuspotentiaali, termiä käytetään kuvattaessa mineraalien kykyä muodostaa happamuutta
NPR	= Neutralization Potential Ratio, neutraloitumispotentiaalisuhde, joka saadaan NP/AP suhteesta
ORP	= Oxidation Reduction Potential, redox-potentiaali kertoo veden hapetus-pelkistysolosuhteista
Yhd-tot alk	= yhdistelmä ja kokonaisalkaliteetti, tarkoittaa vedessä olevien vetykarbonaatti-, karbonaatti- ja hydroksidi-ionien yhteismäärää
Karb alk	= karbonaattialkaliteetti tarkoittaa vedessä olevien karbonaatti-ionin yhteismäärää
IC	= Ion chromatography, ionikromatografia on menetelmä, joka erottaa ja tunnistaa liuoksessa ionimuotoisena esiintyviä epäorgaanisia ja orgaanisia ioneja
ICP-MS	= Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry, plasmaemissio massaspektrometria on menetelmä, joka mittaa ionisoituneiden alkuaineiden spektriä ionin massan ja varauksen suhteen perusteella
ICP-AES	= Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy, plasmaemissio atomiabsorptiospektroskopia on menetelmä, joka määrittää alkuaineita niiden tuottaman sähkömagneettisen säteilyn perusteella
AAS	= Atomic Absorption Spectroscopy, atomiabsorptiospektrometria on menetelmä, joka määrittää alkuaineita niiden absorboiman valon perusteella

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	6
2. KAIVOSTOIMINTA SUOMESSA	8
2.1 Kaivostoiminnan elinkaari	8
2.2 Sulfidikaivostoiminnan ympäristövaikutukset	10
3. ARD-POTENTIAALIIN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT	12
3.1 Yleisimmät happamuutta tuottavat mineraalit	13
3.2 Yleisimmät happoa neutraloivat mineraalit	15
4. AIJALAN KAIVOS	17
4.1 Alueen geologia	17
4.2 Alueen luonto ja ilmastotekijät	18
4.2.1 Sään vuodenaikainen vaihtelu	18
4.2.2 Pohjavesi-, vesistö- ja Natura-alueet	20
4.3 Kaivostoiminnan vaiheet	21
4.4 Rikastushiekka-alue	23
5. AINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT	24
5.1 Kaivosalueella tehdyt ympäristötutkimukset	24
5.2 Näytteenotto	25
5.3 Näytteiden analysointi	29
5.3.1 Alkaliteetin määrittäminen	29
5.3.2 Ionikromatografia	30
5.3.3 Plasmaemissio massaspektrometria	31
5.4 Osavaluma-alueiden määrittäminen ArcGis-ohjelmalla	31
6. TULOKSET	33
6.1 Kenttämittaukset	33
6.2 Pääionikoostumus	38
6.2.1 Kationit	41
6.2.2 Anionit	43
6.2.3 Raskasmetallit	44
7. TULOSTEN TARKASTELU	45
7.1 Jaottelu puhtaisiin ja kaivosvaikutuksen omaaviin vesiin	45
7.1.1 Spearmanin korrelaatio, klusterianalyysi ja Piper-diagrammi tarkastelu	45
7.1.2 Sulfaattipitoisuuden tarkastelu	49

7.2 Puhtaat pintavedet	50
7.2.1 Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen laskeviin puroihin liittyvät vedet	50
7.2.2 Kiskonjoen vesi ja suolta tulevat vedet	51
7.3 Kiskonjokeen laskevan puron Fe-, Cu-, Zn- ja Pb-pitoisuudet.....	53
7.3.1 Rauta (Fe).....	54
7.3.2 Kupari (Cu).....	56
7.3.3 Sinkki (Zn).....	57
7.3.4 Lyijy (Pb).....	59
7.4 Aikolanlahteen laskevan puron Fe-, Cu-, Zn- ja Pb-pitoisuudet.....	60
7.5 Metallikuormitus Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen	62
7.5.1 Valunnan määrittäminen	62
7.5.2 Metallikuormitus	66
7.6 Tulosten luotettavuus	69
7.6.1 Vertailunäytteet	69
7.6.2 Virhelähteet	71
8. JOHTOPÄÄTÖKSET	73
9. KIITOKSET.....	75
10. LÄHDELUETTELO	76

LIITE 1. Vuoden 2016 näytteiden Spearmanin korrelaatiotaulukko (4 sivua)

LIITE 2. GTK:n 90-luvulla sekä Turun ja Helsingin yliopiston vuosina 2003-2014 keräämät tutkimustulokset (12 sivua)

1. JOHDANTO

Suomi kuuluu malmipotentialtaan merkittävään Fennoskandian kilpialueeseen. Ensimmäinen kaivos Suomessa oli Ojamon rautakaivos, joka perustettiin vuonna 1530 (Arwidsson 1853). Tämän jälkeen Suomessa on toiminut yli tuhat kaivosta (Puustinen 2003, Heikkinen ja Noras 2005). Ensimmäiset kaivoslait säädettiin vuoden 1723 jälkeen, mutta jo sitä ennen malmien hyödyntämistä valvoi Ruotsi-Suomen kruunu. Kauppa- ja teollisuushallitus, ja sen ylitarkastaja vastasivat kaivostoiminnan valvonnasta vuodesta 1919 vuoteen 1994, jonka jälkeen hallitus muuttui kauppa- ja teollisuusministeriöksi (KTM) (Heikkinen ja Noras 2005). Vuonna 2008 KTM muuttui työ ja elinkeinoministeriöksi (TEM). Nykyinen kaivoslaki säädettiin vuonna 1965, ja sitä muutettiin vuonna 2011. Yksi muutos oli kaivosalan lupia valmistelevan viranomaisen siirtyminen työ- ja elinkeinoministeriöstä Turvallisuus- ja kemikaalivirastoon (Tukes). Suomi liittyi Euroopan talousalueeseen (ETA) vuonna 1992, minkä jälkeen ulkomaisilla kaivosyhtiöillä on ollut mahdollisuus toimia Suomessa (Ulkoasiainministeriö 2016).

Suomessa kaivostoiminta keskittyy pääasiassa kotimaisen teollisuuden raaka-aineiden hankintaan. Vuonna 2014 Suomen tavaraviennistä metalliteollisuuden osuus oli 45 % (Metalliliitto 2015). Vuonna 2015 Suomessa oli 12 toimivaa metallimalmikaivosta (Kittilä, Hitura, Pahtavaara, Kemi, Jokisivu, Orivesi, Pyhäsalmi, Talvivaara, Pampalo, Laiva, Kylylahti ja Kevitsa). Metallikaivoksista tuotettavat yleisimmät arvoalkuaineet ovat kulta, kupari, kromi, nikkeli ja sinkki (Rissanen ja Peronius 2013). Vuonna 2013 louhittiin teollisuusmineraalikaivoksissa dolomiittia, kalsiittia, apatiittia, wollastoniittia sekä talkkia 27 eri esiintymästä, teollisuusmineraaleja louhittiin 14 ja karbonaattikiviä 13 kaivoksesta ja louhoksesta (Kokko 2014). Suomen kaivostoiminnan harjoittajat ovat pääasiassa suuria monikansallisia kaivosyhtiöitä, kuten esimerkiksi kanadalainen Agnico Eagle mines ja ruotsalainen Boliden (Kokko 2014).

Kaivostoiminta muokkaa ympäristöään fysikaalisesti ja kemiallisesti. Suomessa suuri osa kaivostoiminnasta on keskittynyt sulfidimineraalien hyödyntämiseen. Sulfidien hapettuminen voi synnyttää hapanta kaivosvaluntaa, jonka aiheuttama ympäristön metallikuormitus on sulfidikaivosten yleinen ongelma. Tutkimuksen tarkoituksena oli tarkastella vesistöön kohdistuvaa metallikuormitusta Salon kaupungissa sijaitsevan

suljetun Aijalan Cu-Zn-Pb kaivoksen alueella. Aijalan kaivos on yksi 120:stä Suomessa toimineesta kuparimalmikaivoksesta (Toropainen 2006). Kaivoksella rikastettiin malmin vuosina 1949-1958 ja 1964-1974, toiminnasta syntynyt rikastushiekka on läjitetty 18 hehtaarin kokoiselle alueelle kaivoksen läheisyyteen (Sipilä 1994, 1996). Kaivoksen sulkemisen aikaan nykyinen lainsäädäntö ei ohjannut kaivoksen sulkemista, joten rikastushiekka-alue on jätetty suurimmalta osin peittämättä. Rikastushiekkaa rajaavat koillisesta ja luoteesta sivukivistä tehdyt padot. Rikastushiekka-alueella ja sieltä purkautuvista pintavesistä sekä alueen pohjavesistä on tehty useita erillisiä tutkimuksia (mm. Sipilä 1994, 1996), mutta niiden tuloksia ei ole kattavasti julkaistu tai koottu yhteen. Vaikka alueelle on tehty kunnostussuunnitelma 1990-luvulla (Sipilä 1996), ei kattaviin kunnostustoimenpiteisiin ole ryhdytty.

Tutkimuksen tärkein tarkastelun kohde oli rikastushiekka-alueen tuottama metallikuormitus alueen pintavesiin. Alueelle suunniteltiin pintavesi- ja pohjavesinäytteenotto, joka kuvaisi parhaiten metallikuormitusta alueella. Vuoden 2016 näytteenottotulosten perusteella alueen vedet luokiteltiin puhtaisiin vesiin ja kaivosvaikutuksen omaaviin vesiin, minkä jälkeen aiemmat näytteenottotulokset ja tämän tutkimuksen tulokset yhdistettiin yhdeksi kokonaisuudeksi.

Tutkimuksessa tarkasteltiin ArcGis-ohjelman avulla alueen hydrogeologisia olosuhteita sekä jaettiin alue osavaluma-alueisiin ja laskettiin niillä muodostuvat valuntamäärät, minkä jälkeen saatiin tietoa kuormittavien metallien määrästä vuositasolla. Työn lopullisena tarkoituksena oli luoda kuva Aijalan kaivosalueen tilasta nykypäivänä ja mahdollisen kuormituspotentiaalin kehittymisestä tulevaisuudessa. Tarkoituksena oli myös osoittaa perusteltuja vaihtoehtoja mahdollisista toimenpiteistä, joihin kaivosalueella tulisi ryhtyä.

2. KAIVOSTOIMINTA SUOMESSA

2.1 Kaivostoiminnan elinkaari

Kaivostoiminnan elinkaari voidaan jakaa varaus-, malminetsintä-, kaivostoiminta- ja jälkihoitovaiheeseen. Varausvaiheesta siirtyminen kaivostoimintaan voi kestää useita vuosia, ja vain ani harvoin kaivos toteutuu. Kaivos on toiminnassa niin kauan kuin sitä on taloudellisesti järkevää pitää toiminnassa (Heikkinen ja Noras 2005). Kaivoksen sulkemistoimenpiteet vievät myös useita vuosia ja kokonaisuudessaan kaivostoiminnan eri vaiheet voivat viedä kymmeniä vuosia.

Kaivoksen elinkaaren ensimmäinen vaihe on tutustuminen aiempiin tutkimuksiin tai uusiin viitteisiin mahdollisesta malmiosta. Tutkimusten perusteella valitaan alue, josta malmia etsitään. Ennen malminetsintää alueesta täytyy tehdä varausilmoitus kaivosviranomaisille, eli Tukesille (Tukes 2016a). Varausilmoituksen teosta lähtien varaus on voimassa enintään kaksi vuotta tai siihen asti, kunnes alueelle haetaan malminetsintälupaa. Uuden kaivoslainkin 621/2011 7§ mukaan malmia voi etsiä myös ilman malminetsintälupaa, koska ”Jokaisella on toisenkin alueella oikeus kaivosmineraalien löytämiseksi tehdä geologisia mittauksia ja havaintoja sekä ottaa vähäisiä näytteitä, jos toimenpiteistä ei aiheudu vahinkoa eikä vähäistä suurempaa haittaa tai häiriötä (etsintätyö)”. Malmin etsintään tarvitaan kuitenkin kiinteistön omistajan lupa. Jos lupaa ei ole saatu, tarvitaan malminetsintälupa (Tukes 2016b). Kaivoslain 621/2011 9§ mukaan malminetsintälupa täytyy olla myös, jos ”malminetsinnästä voi aiheutua haittaa ihmisten terveydelle tai yleiselle turvallisuudelle, haittaa muulle elinkeinotoiminnalle taikka maisemallisten tai luonnonsuojeluarvojen heikentymistä” ja, jos ”malminetsintä kohdistuu uraania tai toriumia sisältävän esiintymän paikallistamiseen ja tutkimiseen”. Malminetsintälupa on tulevaisuutta ajatellen hyödyllinen, koska sen haltijalla on etuoikeus varsinaiseen kaivoslupaan.

Malminetsintävaiheessa todetun malmipotentialin jälkeen haetaan alueelle lupaa kaivostoiminnan aloittamiseen Tukesilta. Luvan myöntäminen edellyttää, että esiintymä on kooltaan, pitoisuudeltaan ja teknisiltä ominaisuuksiltaan hyödyntämiskelpoinen (Tukes 2016c). Ennen kaivoksen rakentamista haetaan kaivosturvallisuuslupa Tukesilta,

joka pyytää lupahakemuksesta lausuntapäätökset asianomaiselta työsuojeluviranomaiselta, alueen pelastusviranomaiselta ja Säteilyturvakeskukselta sekä tarvittaessa muilta viranomaisilta (Tukes 2016d). Lisäksi pitää olla paikallisen aluehallintoviranomaisen (AVI) myöntämä ympäristölupa. Ympäristöluvan saaminen edellyttää YVA-menettelyä, joka perustuu YVA-lakiin 468/1994 ja -asetukseen 731/2006 (Jantunen ja Kauppila 2015). YVA tuottaa tietoa kaivoshankkeen osa-alueiden ja eri suunnitelmien ympäristövaikutuksista. Menettelyn kaksi päävaihetta ovat arviointimenettely ja arviointiselostus (YVA-selostus). Arviointimenettelyssä luodaan suunnitelma YVA-selostuksesta ja arviointiselostuksessa esitetään kaivoshankkeen tiedot sekä arvio hankkeen ja sen eri vaihtoehtojen ympäristövaikutuksista (Jantunen ja Kauppila 2015). Vastuu YVA:n teettämisestä ja sen kustannuksista on kaivoshankkeella (Jantunen ja Kauppila 2015). Kaivoksen mahdollisesti tuomat ympäristövaikutukset täytyy arvioida ennen kuin hanke voi edetä ympäristöään muokkaavaan toimintaan. Kaivoslain edellyttäminen lupien saamisen jälkeen voi varsinainen kaivostoiminta alkaa.

Kaivostoimintavaiheessa malmia louhitaan joko maanalaisesti tunnelilouhintana tai maanpäällisesti avolouhintana. Louhittu malmi rikastetaan joko kaivosalueella tai kuljetetaan muualle rikastettavaksi. Rikastuksessa malmi jauhetaan hienojakoiseksi jauheeksi, josta erotellaan malmimineraalit joko kemiallisesti tai mekaanisesti (Heikkinen ja Noras 2005). Toiminnanaikaisesta louhinnasta syntyy sivukiveä, jota voidaan hyödyntää kaivosten rakenteissa, esimerkiksi maanrakentamisessa tai maanalaisten louhosten seinien ja katon tukemisessa (Heikkinen ja Noras 2005). Malmin rikastusprosessissa syntyy sivutuotteena rikastushiekkaa, joka varastoidaan padottuihin altaisiin, palautetaan kaivokseen tai hyödynnetään maarakentamisessa.

Kaivoksen sulkeminen tapahtuu, kun kaikki taloudellisesti hyödynnettävissä oleva malmi on louhittu (Heikkinen ja Noras 2005). Kaivostoiminta voi päättyä myös kaivosluvan raukeamiseen tai peruuttamiseen. Kaivoslain 621/2011 143§ mukaan ”Kaivostoiminnan harjoittajan on viimeistään kahden vuoden kuluttua kaivostoiminnan päättymisestä saatettava kaivosalue ja kaivoksen apualue yleisen turvallisuuden vaatimaan kuntoon, huolehdittava niiden kunnostamisesta, siistimisestä ja maisemoinnista sekä suoritettava kaivosluvassa ja kaivosturvallisuusluvassa määrätyt toimenpiteet”. Tukesille on tehtävä ilmoitus, jossa Kaivoslain 621/2011 145§ mukaan ”tulee sisältää selvitys suoritetuista toimenpiteistä, kaivosta ja kaivosaluetta koskeva geologinen tietoaineisto sekä

lopettamisajankohtaa vastaava kaivoskartta”. Kaivoslain 621/2011 150§ mukaan ”toiminnanharjoittaja vastaa edelleen kaivosluvassa annettujen määräysten tai kaivostoiminnan lopettamispäätöksessä annettujen määräysten mukaisesti kaivosalueen ja kaivoksen apualueen seurannasta sekä tarvittavista korjaavista toimenpiteistä ja niiden kustannuksista”.

2.2 Sulfidikaivostoiminnan ympäristövaikutukset

Kaivosalueiden ympäristövaikutusten arviointi on erittäin monisyinen prosessi. Ympäristömuutokset riippuvat useista tekijöistä, esimerkiksi kaivoksen koosta, malmin tyypistä, louhintatavasta, rikastusmetodista sekä malmin geometriasta ja sijainnista. Ongelmallisimmat ympäristövaikutukset liittyvät sulfidimalmien, kuten kuparikiisun, louhintaan ja käsittelyyn (Heikkinen ja Noras 2005). Sulfidikaivosten yleisenä ympäristöongelmana on ympäristön happamoituminen sekä raskasmetallien ja sulfaatin vapautuminen ympäristöön (mm. Singer ja Stumm 1970, Jambor 1994, Wolkersdorfer 2006).

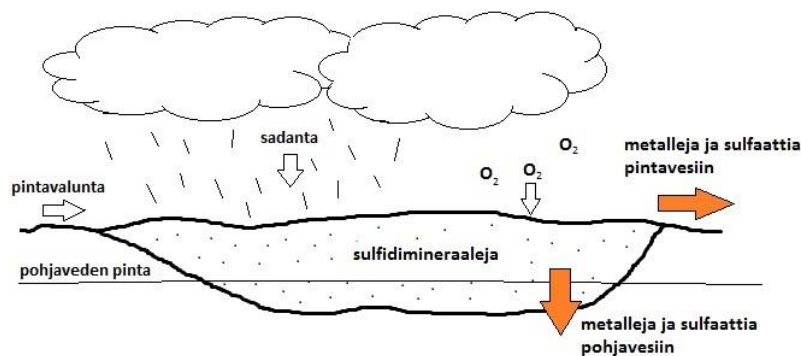
Etsintä- ja tutkimusvaiheesta ei usein seuraa ympäristövaikutuksia (Heikkinen ja Noras 2005). Nykykaivosten suurimmat ympäristöongelmat liittyvät kaivoksen perustamiseen ja toimintavaiheeseen (Heikkinen ja Noras 2005). Toiminta edellyttää maiseman muokkausta, maanmuokkausta ja rakentamista, jotka vaikuttavat alueen kasveihin ja eliöstöön sekä paikallisiin ihmisiin. Toiminnot voivat myös muuttaa alueen pinta- ja pohjavesien kulkureittejä. Tuotantovaiheessa malmin louhinnasta, murskauksesta ja kuljetuksesta voi aiheutua melu- ja pölyhaittoja. Pölyäminen rikastushiekka-alueelta ja kaivosalueelta lähtevä valunta sekä kaivoksen jätevedet voivat johtaa alueen maaperän ja vesistöjen kemiallisiin muutoksiin, ja siten aiheuttaa haittaa kasveille ja eliöille sekä ihmisen terveydelle (Heikkinen ja Noras 2005). Ympäristöön voi päästä myös kaivostoiminnassa käytettyjä kemikaaleja, kuten räjähdys- ja voiteluaineita, jäteöljyjä sekä rikastuskemikaaleja (Heikkinen ja Noras 2005).

Sulkemisen jälkeinen ympäristökuormitus tulee joko kaivoslouhoksesta tai rikastushiekka-alueelta vesi- tai pölykuormituksena. Pölyämistä tapahtuu rikastushiekka-alueilla, joilla ei ole tehty sulkemisen jälkeistä peittoa. Louhostilojen täyttyessä vedellä

voi louhoksesta tulla vesikuormitusta ylivaluntana tai kallionrakoja pitkin (Kauppila et al. 2011). Rikastushiekka-alueen valumavesi voi suotautua patojen läpi tai rikastushiekka-altaan pohjan kautta, jos pohjarakenne ei ole tiivis ja maa-aines läpäisee vettä. Valumavesien ja pölyn kuormituspotentiaaliin vaikuttaa oleellisesti louhitun malmin laatu sekä jättemateriaalin koostumus ja kemiallinen rapautuminen (Kauppila et al. 2011).

Lainsäädännön avulla suljettujen kaivosalueiden ympäristöhaitat yritetään saada mahdollisimman vähäisiksi. Suomessa on kuitenkin paljon vanhoja kaivoksia, joille ei ole tehty tarvittavia sulkemisen jälkeisiä toimenpiteitä, kuten Aijala ja Orijärvi (Sipilä 1994, Kauppila et al. 2011). Jälkihoitamattomat kaivokset voivat kuormittaa ympäristöä useita kymmeniä vuosia sulkemisen jälkeen. Vanhat kaivosalueet ovat usein myös isännättömiä, mikä tuo ongelman vastuun jakamisessa. Suljettu kaivos ei välttämättä kuulu nykyllä lainsäädännön piiriin, joten sulkemisen jälkeisiä toimenpiteitä ei tavallisesti ole tehty ja kaivosalue voi kuormittaa ympäristöään hallitsemattomasti (Räisänen et al. 2013).

Suljettujen sulfidikaivosalueiden erityisiä ongelmakohtia ovat hoitamatta jätetyt rikastushiekka-alueet ja sivukivialueet. Vanhoilla louhintatekniikoilla ei välttämättä ole saatu kaikkea malmia rikastettua tehokkaasti, joten alueelle on voinut jäädä korkeita sulfidipitoisuuksia. Sulfidit muodostavat hapettuessaan happamia valumavesiä (ARD = Acid Rock Drainage) (Kuva 1). Hapettumiseen tarvitaan ilmakehän vapaata happea, vettä ja sulfidimineraaleja, esimerkiksi rikkikiisua. Näitä kolmea reagenssia löytyy useimmista kaivosalueista maailmassa, lukuun ottamatta oksidisia malmeja, kalkkikivi- tai fosfaattikaivoksia.



Kuva 1. Malli sulkemisen jälkeen hoitamatta jätetyn rikastushiekka-alueen sulfidimineraalien hapettumisesta. Alueelle tulevan veden ja ilman vapaan hapen avulla sulfidimineraalit hapettuvat ja tuottavat metalleja ja sulfaatteja alueen vesiin. Hapettuminen synnyttää myös H^+ -ioneja laskien veden pH:ta.

Hapan valunta on maailmanlaajuinen ongelma, koska ilmakehän hapelle alttiiksi joutuneen kiven rikkikiisupitoisuuden tarvitsee olla vain 1-2 %, jotta hapetusreaktio voi tapahtua (Wolkersdorfer 2006). Happamien valumavesien muodostuminen on erittäin monisyinen mikrobiologinen, hydrologinen, mineraloginen ja geokemiallinen prosessi, jota ei vielä ymmärretä kunnolla.

3. ARD-POTENTIAALIIN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

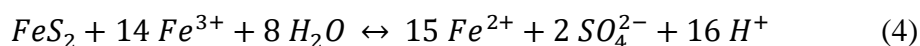
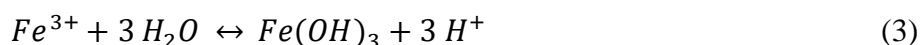
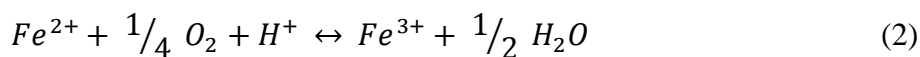
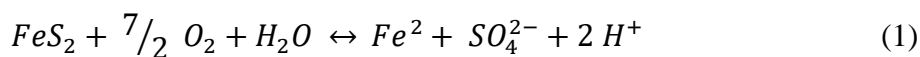
Happamien valumavesien muodostumiseen kaivosalueella vaikuttavat kiviaineksen ja rikastushiekan mineraalikoostumus, pH, redox-potentiaali sekä ilmastolliset olosuhteet (Keith ja Vaughan 2000). Rikastushiekan tulee sisältää riittävästi happamuutta tuottavia mineraaleja suhteessa neutraloiviin mineraaleihin, minkä lisäksi alueen tulee altistua happirikkaalle vedelle (mm. sadanta, pintavalunta) (Toropainen 2006). Hapanta kaivosvaluntaa ilmentää matala pH (2,1–6,6), korkea redox-potentiaali ja sähkönjohtavuus (80–650 mS m⁻¹), sekä kohonneet sulfaatti-, rauta- ja malmin koostumuksesta riippuvat raskasmetallipitoisuudet (As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) (mm. Singer ja Stumm 1970, Keith ja Vaughan 2000, Heikkinen et al. 2002, Räisänen et al. 2005, Wolkersdorfer 2006).

ARD:n todennäköisyyttä arvioidaan neutraloitumispotentiaalin (NP) ja haponmuodostuspotentiaalin (AP) suhteesta saadulla neutraloimispotentiaalisuhteella (NPR). Haponmuodostuspotentiaali määritetään kokonais- tai sulfidirikin pitoisuuden perusteella. Neutraloitumispotentiaali voidaan määrittää murskatun sivukivi- tai rikastushiekanäytteen kyvystä neutraloida vahvaa happoa (Heikkinen ja Noras 2005, Toropainen 2006), mineraalien reaktiivisuuden perusteella (Lawrence ja Scheske 1997) tai laskea karbonaattihiilen määrästä (Toropainen 2006, Toropainen ja Heikkinen 2006). NP/AP suhteeseen vaikuttavat happamuutta tuottavat ja neutraloivat mineraalit. Esimerkiksi karbonaatti kykenee neutraloimaan sulfidisten mineraalien tuottamaa happamuutta (Lottermoser 2010). ARD-potentiaalia voidaan arvioida NPR arvojen perusteella asteikolla 1-4, missä alle yhden olevat arvot muodostavat erittäin todennäköisesti hapanta valuntaa ja yli neljän olevat arvot eivät muodosta hapanta valuntaa (Price 1997).

3.1 Yleisimmät happamuutta tuottavat mineraalit

Suomen oloissa happamuutta tuottavia mineraaleja ovat rikkikiisu eli pyriitti (FeS_2), markasiitti (FeS_2), magneettikiisu ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$), kuparikiisu (CuFeS_2), sinkkivälke (Zn(Fe)S), arseenikiisu (FeAsS) ja lyijyhohde (Zn(Fe)S) (Salomons 1995, Peppas et al. 2000, Toropainen 2006). Rikastushiekoissa sulfidien reaktioherkkyys on nopein magneettikiisulla, josta järjestys on laskevasti lyijyhohde, sinkkivälke, rikkikiisu-arseenikiisu ja kuparikiisu (Keith ja Vaughan 2000).

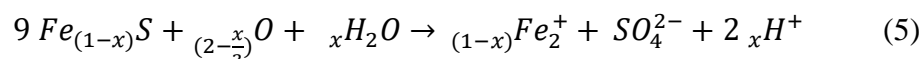
Pyriitti ja markasiitti ovat yleisimmät ja voimakkaimmat kaivosvesiin happamuutta tuottavat mineraalit (Stumm ja Morgan 1996, Wolkersdorfer 2006). Markasiitti on pyriitin alhaisen lämpötilan muunnos, ja sillä on sama kemiallinen koostumus kuin pyriitillä. Markasiittia voi muodostua pyriitin hapetusreaktiossa sivutuotteena rikastushiekka-alueilla (Fleet 1970, Jambor 1994, Pratt 1995). Pyriitin hapettumiseen tarvitaan happea, vettä sekä mikrobeja. Hapettumista tapahtuu niin kauan kuin jäljellä on reagensseja (Nordstrom 2004). Pyriitin ja markasiitin hapettumista voidaan kuvata kaavoilla 1-4 (Singer ja Stumm 1970).



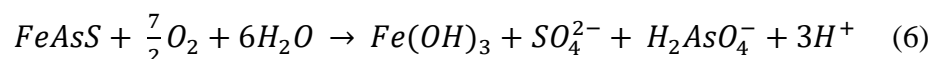
Reaktion 1 mukaan pyriitin hapettuminen tuottaa ferrirautaa (Fe^{2+}) ja sulfaatteja (SO_4^{2-}) liuokseen. Reaktiossa 2 ferrirauta hapettuu ferriraudaksi (Fe^{3+}). Mikrobit, esimerkiksi *Acidithiobacillus ferrooxidans* tai *Leptospirillum ferrooxidans* katalysoivat reaktioita 1 ja 2 (Bryner et al. 1967). Reaktio 3 on abiottinen, eli mikrobiton ja sitä tapahtuu korkeissa pH-olosuhteissa (Toropainen 2006). Reaktiossa ferrirauta reagoi veden ja hapen kanssa saostuen rautahydroksidina (Fe(OH)_3). Reaktiot 1-3 laskevat veden pH:ta nopeasti. Reaktio 4 käynnistyy pH:n ollessa noin 4, jolloin ferrirauta muuttuu dominantiksi hapetusreaktiossa. Ferriraudan avulla pyriitti pystyy hapettumaan hapettomissa olosuhteissa (Wolkersdorfer 2006). Vaikka pyriitti pystyykin hapettumaan

myös ferriraudan avulla hapettomissa oloissa, on happi silti tärkein pyriitin hapettaja, koska ferrirautaa ei muodostu ilman reaktiota 2 (Wolkersdorfer 2006). Reaktiot 1-4 tuottavat kaivosveteen H^+ -ioneja, jotka voivat neutraloivien mineraalien puuttuessa nopeasti laskea veden pH:n jopa 3,6:een. (Singer ja Stumm 1970, Nordstrom ja Alpers 1995, Stumm ja Morgan 1996, Nordstrom et al. 2000). Happamoituminen on nopeinta sulfidikiteiden ollessa pienikokoisia, kuten esimerkiksi rikastushiekka-alueella.

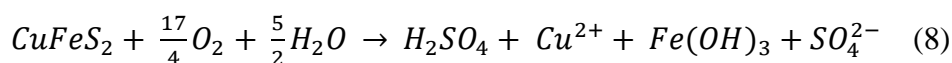
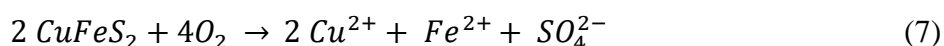
Magneettikiisun ja arseenikiisun reaktiot ovat samankaltaisia kuin pyriitillä (Toropainen 2006). Magneettikiisun hapettumisreaktio voi tuottaa markasiittia tai pyriittiä, jolloin reaktio on happamuutta vähentävä (Keith ja Vaughan 2000). Toropaisen 2006 mukaan magneettikiisu reagoi kuitenkin pH:sta riippumatta (pH 2-6, 10°C) 10-200 -kertaisesti verrattuna pyriittiin, mikä voi johtaa kiihtyvään happamoitumiseen. Magneettikiisun hapettuminen kuvataan reaktiossa 5 (Toropainen 2006).



Kaavassa 6 on kuvattu arseenikiisun tuottama happamoituminen sekä ferrihydroksidin ja divetyarsenaatin muodostuminen. Kaavassa ferrirauta osallistuu reaktioon, jolloin arseenikiisun reaktionopeus yhtä nopea kuin rikkikiisulla. (Toropainen 2006).



Kuparikiisu ei hapetu kovin helposti, mutta ferriraudan ja matalan pH:n avulla kuparikiisun hapettumisherkyys kasvaa. Kuparikiisun kokonaishapettumisreaktiota voidaan kuvata kaavalla 5 ja happamissa olosuhteissa (pH <5,5) tapahtuvaa hapettumista kaavalla 6 (Toropainen 2006). Alhaisissa pH-olosuhteissa hapettumisen seurauksena saostuu rautahydroksidia sekä liuokseen syntyy rikkihappoa (H_2SO_4), kuparia ja sulfaattia.

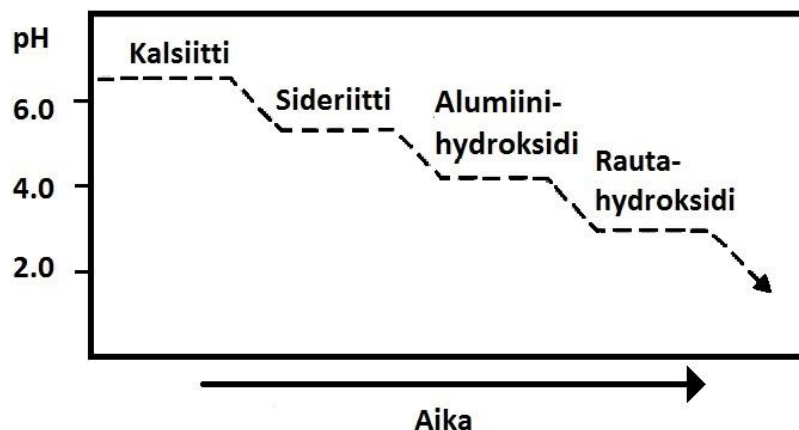


Raskasmetallimonosulfidit, kuten lyijyhohde ja sinkkivälke voivat hapettua joko suoraan tai epäsuorasti ferriraudan ja hapen avulla ($\text{pH} < 3$) (Peppas et al. 2000). Metallisulfidien hapettuminen tuottaa happamuutta yleensä vain, jos metallisulfidista vapautunut metalli-ioni hydrolysoituu tai saostuu hydroksidina, oksidina tai karbonaattina (Lapakko 2002).

Kaivosalueilla ei ole vain yhdenlaisia sulfideja, mikä johtaa elektrokemiallisiin reaktioihin sulfidien välillä (Kwong 1993). Eri mineraalien yhteisvaikutuksesta syntyvää happamoitumista on vaikea ennakoida.

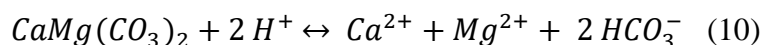
3.2 Yleisimmät happoa neutraloivat mineraalit

Happoa neutraloivat mineraalit ovat protonin vastaanottajia, jotka neutraloivat happamuutta ja nostavat veden pH-arvoa. Jokaisella mineraalilla on oma pH-alueensa, jolla puskurointireaktioita tapahtuu. Kuvassa 2 on esitetty mineraalien puskurointireaktioiden pH-riippuvuus kuvitteellisella rikastushiekka-alueella. Puskurointireaktiot kontrolloivat kaivosveden happamuutta yhtä voimakkaasti kuin hapettumisreaktiot (Wolkersdorfer 2006). Metallien mobilisaatiota ja biosaatavuutta puolestaan kontrolloi pH, joten puskurointireaktiot ovat erittäin tärkeitä kaivosveden pH:n pitämiseksi tarpeeksi korkeana.



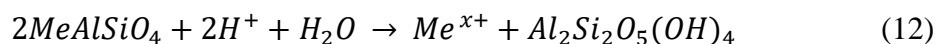
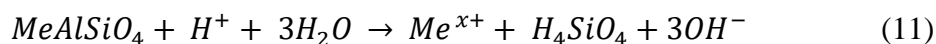
Kuva 2. Portaittainen kuvitteellisen rikastushiekka-alueen puskurointikapasiteetti (Muokattu Salomons 1995). Alumiini- ja rautahydroksidit muodostavat vapaiden metallien kanssa yhdisteitä ja vähentävät näin metallipitoisuuksia vesissä.

Yleisimpiä puskurointimineraaleja ovat karbonaatit, kuten kalsiitti (CaCO_3), dolomiitti ($\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$) tai sideriitti (FeCO_3). Karbonaattien puskuroiva vaikutus on esitetty reaktioissa 9 ja 10 (Toropainen 2006, Lottermoser 2010). Niin kauan kuin rikastushiekassa on karbonaatteja, sulfidimineraalien tuottama happamuus kuluu nopeasti pois (Wolkersdorfer 2006).



Reaktiossa 7 kalsiitti reagoi protonin kanssa ja reaktiotuotteena vapautuu kalsium-ioneja ja bikarbonaattia (HCO_3^-) liuokseen, lisäten liuoksen puskurointikykyä eli alkaliteettia. Kaavassa 8 dolomiitti reagoi H^+ -ionien kanssa muodostaen magnesiumia ja bikarbonaattia liuokseen. Kalsiittia esiintyy erilaisissa geologisissa ympäristöissä ja sen kemiallinen reagointikyky on varsin nopea, joten se on yksi tärkeimmistä puskurointimineraaleista (Lottermoser 2010).

Suurin osa maankuoresta koostuu metallisilikaattimineraaleista, mikä tekee silikaateista toisen tärkeän puskuriryhmän. Metallisilikaattien kemiallinen rapautuminen kuluttaa H^+ -ioneja. Täydellistä kemiallista rapautumista voidaan kuvata reaktiolla 11 (Lottermoser 2010). Kaavassa 10 ja 11 Me tarkoittaa joko kalsiumia, natriumia, kaliumia, magnesiumia, mangaania tai rautaa. Metallisilikaatin osittaista rapautumista voidaan kuvata kaavalla 12 (Lottermoser 2010).

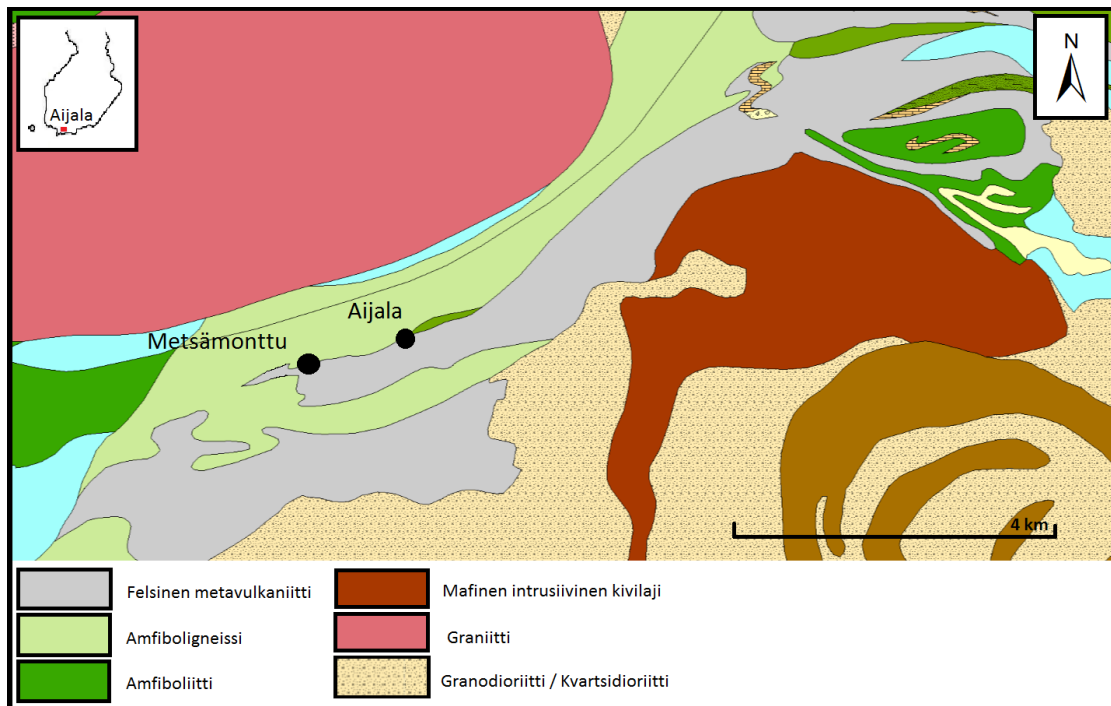


Reaktiossa 10 silikaatti rapautuu H^+ -ionin ja veden avulla muodostaen vain liukoisia yhdisteitä. Reaktio 11 on tyypillisempi silikaateille (Lottermoser 2010). Suomen oloissa graniitin sisältämä kalimaasälpä (KAlSi_3O_8) on yksi tyypillisimmistä puskurimineraaleista.

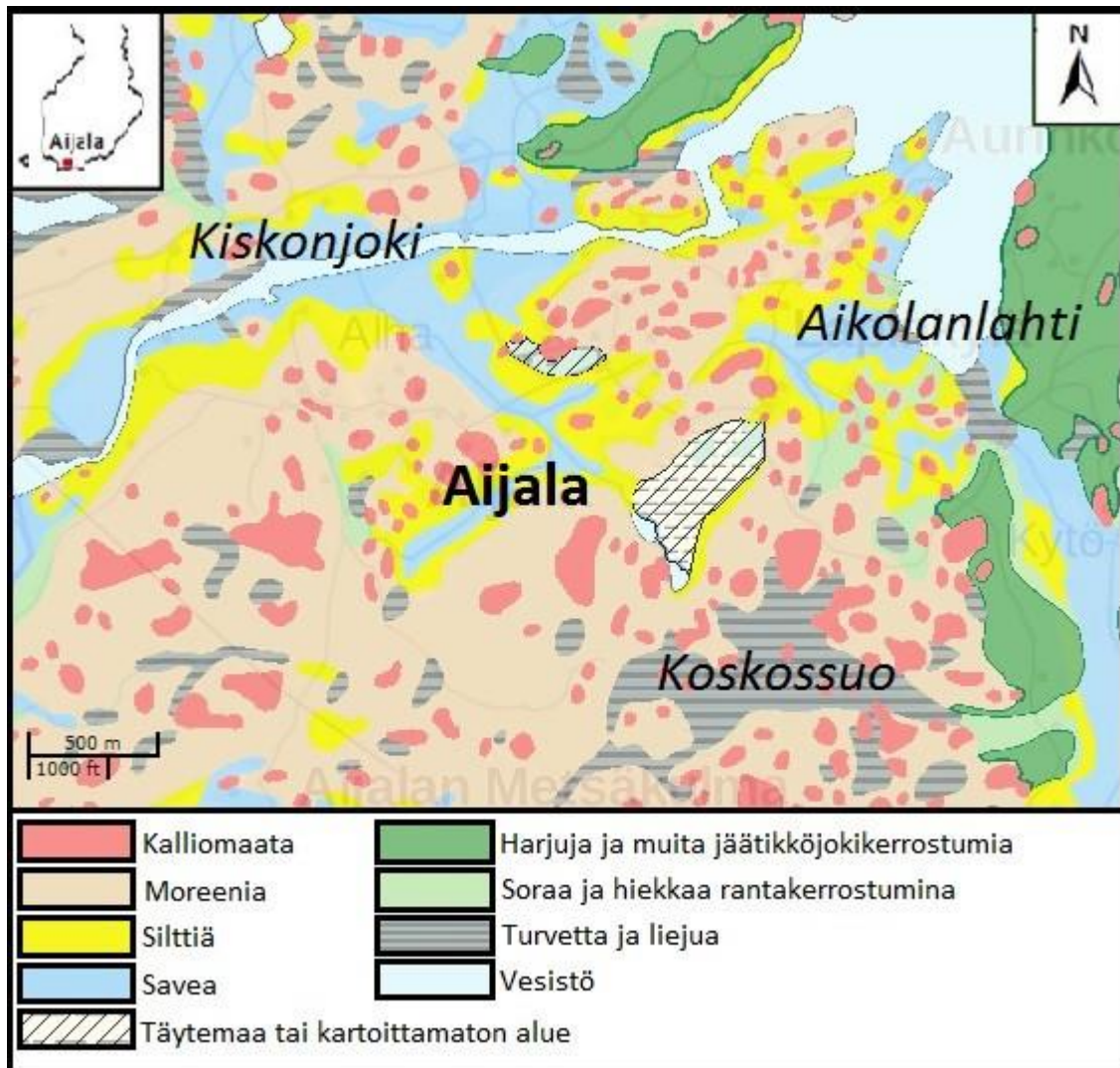
4. AIJALAN KAIVOS

4.1 Alueen geologia

Aijalan vanha kaivos on keskellä lehtiitti-amfiboliittivyöhykettä, joka ulottuu Lohjalta noin 110 kilometriä länsilounaaseen (Wennervirta ja Papunen 1974, Latvalahti 1979). Aijalan kaivoksen lähellä noin kilometrin etäisyydellä sijaitsee suljettu Metsämontun kaivos, joka kuuluu samaan lehtiitti-amfiboliitti kivilajisarjan yläosaan (Kuva 3) (Wennervirta ja Papunen 1974). Lehtiitti-amfiboliittivyöhykkeen leveys vaihtelee 5-20 kilometrin välillä, josta Aijalan ja Metsämontun malmit kattavat pystyasentoisesti noin kolme kilometriä (Papunen 1986, Mäkelä 1989). Tyypillinen lehtiittivyöhykkeen kivilaji on hapan vulkaniitti, jossa on karsia sekä kvartsi- ja maasälpärikkaita välikerroksia (Wennervirta ja Papunen 1974, Latvalahti 1979). Esiintymä sijaitsee felsisen yksikön ja intermediääris-mafisen vulkaanisen yksikön kontaktin lähellä (GTK 2016a). Aijalan ja Metsämontun esiintymät ovat pirotteisia, breksioita tai massiivisia juonimaisia pyriittisiä ja polymetallisia hajanaisia malmeja (Wennervirta ja Papunen 1974, Mäkelä 1989, Papunen 1986).



Kuva 3. Aijalan ja Metsämontun kaivosalueiden geologinen ympäristö (Wennervirta ja Papunen 1974, GTK 2016)



Kuva 4. Maaperäkarta Aijalan kaivosalueelta 1:100000 (GTK 2016). Aijalan alueella on lähinnä moreenikerrostumia. Alueella on soisempia yksiköitä, joissa on paksusti turvetta. Savivaltaisia alueita on lähellä vesistöjä sekä puroumien pohjalla. Kalliopaljastumat rajoittuvat alueen kaakkoisosiin.

Kuvassa 4 on esitetty Aijalan alueen maaperätietoja. Kaivosalueen maaperä on lähinnä moreenia. Rikastushiekka-alueita rajaa koillisessa kalliopaljastumien vyöhyke sekä paksu turvekerros. Kiskonjokea lähestyttäessä maalaji on silttiä ja savea.

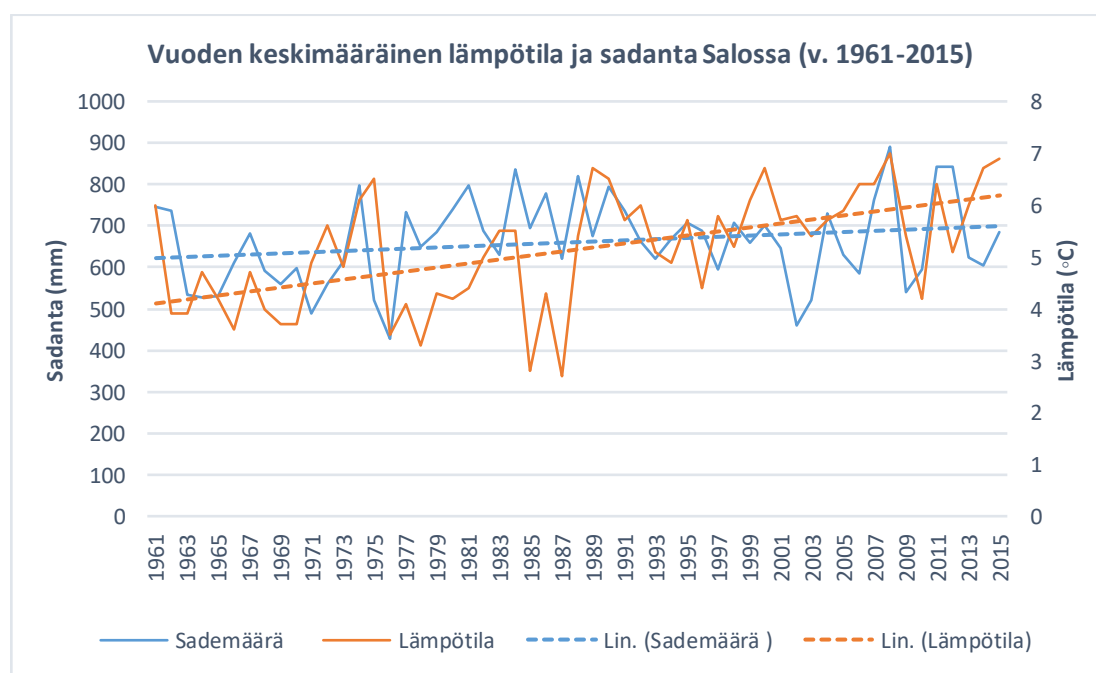
4.2 Alueen luonto ja ilmastotekijät

4.2.1 Sään vuodenaikainen vaihtelu

Aijalan kaivos sijaitsee Kiskossa, joka liitettiin osaksi Salon kaupunkia 1.1.2009 (Valtioneuvoston päätös 1074/2007). Kisko sijaitsee Varsinais-Suomessa ja kuuluu

eteläboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen (Kersalo ja Pirinen 2009). Meren läheisyyden takia alueelle ovat tavanomaisia pitkät ja lämpimät kesät sekä lyhyet ja lauhat talvet. Syksyisin sataa paljon, keväällä ja alkukesästä on kuivaa ja viileää (Kersalo ja Pirinen 2009). Sadannasta osa haihtuu takaisin ilmakehään, osa imeytyy maaperään maa- ja pohjavedeksi ja loput poistuvat alueelta pintavaluntana vesistöihin. Pohjavedeksi imeytyvän veden määrä riippuu sademäärän ajallisista vaihteluista sekä maan fysikaalisista ominaisuuksista. Pohjavettä pääsee muodostumaan hyvin vettä johtavilla sora- ja hiekka-alueilla. Maaperän vesitilanne säätelee kaasujen vaihtumista maassa, mikä puolestaan vaikuttaa mikrobien toimintaan ja maan kemialliseen tilaan.

Vuodenaikainen vaihtelu määrittää alueelle tulevan ja sieltä lähtevän vesimäärän. Vuotuinen sademäärä alueella on keskimäärin 660 mm ja keskilämpötila noin 5,15 °C (Kuva 5) (Ilmatieteen laitos 2016). Runsassateisimmat kuukaudet ovat heinä- ja elokuu ja myös syys-marraskuussa sadanta on yleisesti runsaampaa kuin muina kuukausina. Pintavaluntaa on puolestaan eniten keväällä maaliskuu-huhtikuussa lumien sulamisen yhteydessä (Kersalo ja Pirinen 2009). Vähäsateisimmat kuukaudet ovat maaliskuu, huhti- ja toukokuu, kun puolestaan vähiten valuntaa muodostuu talvikuukausina roudan ja lumen kertymisen vuoksi. Lumipeite saadaan marraskuun puolenvälin tienoilla ja lunta voi sadannasta ja lämpötilasta riippuen kertyä runsaasti (Kersalo ja Pirinen 2009).

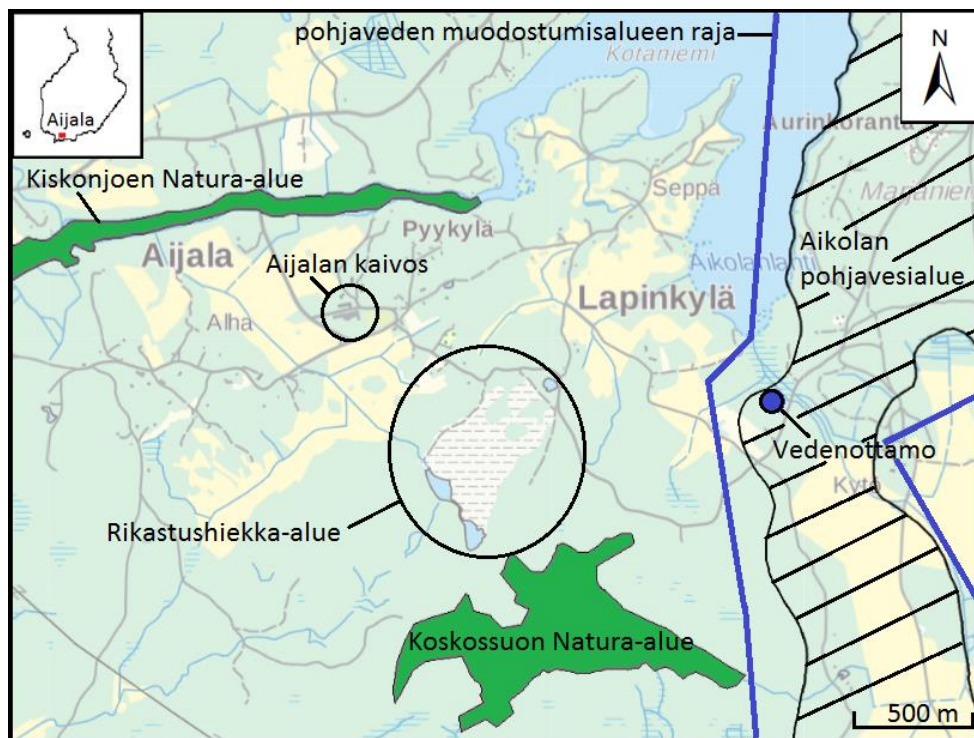


Kuva 5. Vuoden keskimääräinen lämpötila ja sadanta Salon kunnan alueella. Kuvaajassa on esitettyä lineaarisella trendiviivalla sadannan ja lämpötilan kehitys vuodesta 1961 vuoteen 2015. (Ilmatieteen laitos 2016)

Vuodesta 1961 vuoteen 2015 vuoden keskilämpötila Salon alueella on kohonnut keskimäärin 2 °C ja sademäärä lisääntynyt noin 100 mm. Seuraavan kymmenen vuoden aikana sadanta Suomessa tulee todennäköisesti lisääntymään ja vuoden keskilämpötila nousemaan noin 1 °C (Jylhä et al. 2009).

4.2.2 Pohjavesi-, vesistö- ja Natura-alueet

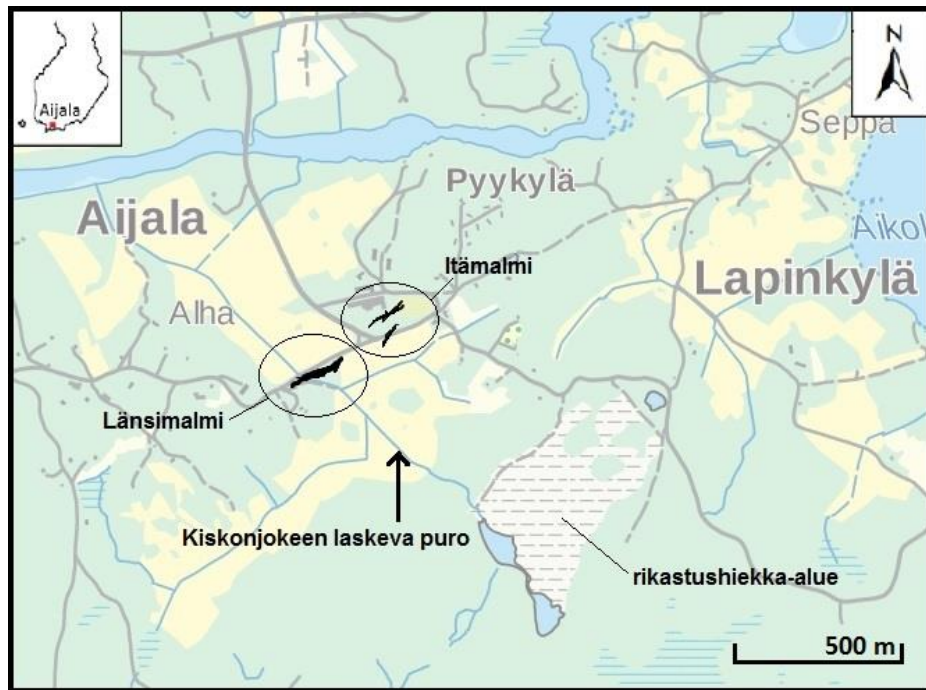
Kaivosalueen lähiympäristössä on kaksi Natura-aluetta (Kuva 6). Kiskonjoen Natura-alue (FI200083) kattaa koko Kirkkojärven alapuolisen vesistön (Perkonen ja Salmi 2014). Joessa on uhanalaisia vuollejokisimpukoita ja täplälampikorentoja. Kiskonjoki luokitellaan SPA-alueeksi (Special Protection Area), eli lintudirektiivin mukaiseksi erityiseksi suojelualueeksi sekä alueella esiintyvien luontotyyppien perusteella SCI-alueeksi (Sites of Community Importance) (Söderman 2007, Perkonen ja Salmi 2014). Koskossuon Natura-alue (FI0200005) on luonnontilainen puustoinen keidassuo. Suo on ojittamaton, joten laidekorvet ja -nevat ovat hyvin edustettuina. Koskossuo on SL-alue, eli se kuuluu seutukaavan luonnonsuojelualueeseen ja on mukana soidensuojeluohjelmassa.



Kuva 6. Aikolan pohjavesialueen sekä Koskossuon ja Kiskonjoen Natura-alueiden sijainti Aijalan kaivosalueeseen nähden. Aikolan pohjavesialueella on yksi vedenottamo (GTK 2016, Maanmittauslaitos 2016).

4.3 Kaivostoiminnan vaiheet

Aijalan seutu on ollut tunnettu rauta- ja sulfidimalmeistaan jo 1600-luvun lopusta lähtien (Varma 1954). Lähialueella toimi 1700 luvulla perustettu Orijärven kaivos, jonka omisti vuosina 1918-1945 Gruvaktiebolag, minkä jälkeen alue on ollut muiden muassa Outokumpu Oy:n ja Suomen Malmi Oy:n omistuksessa (Varma 1954, Poutanen 1996, GTK 2016a). Vuonna 1947 tutkimuksissa havaittiin kaksi toisiaan lähellä olevaa kuparimalmiota (Kuva 7). Malmia arvioitiin olevan miljoona tonnia ja sen havaittiin ulottuvan 175 metrin syvyydelle maanpinnasta. Tutkimusten aikana havaittiin muutama magneettinen anomalia Metsämontussa noin kilometrin päässä länteen Aijalan kupariesiintymästä. Vuonna 1948 esiintymät myytiin Outokumpu Oy:lle, joka alkoi kehittää Aijalan ja Metsämontun kaivoksia. Aijalan kaivos aloitti toimintansa kesäkuussa 1949 ja Metsämonttu huhtikuussa 1951 (Varma 1954, GTK 2016). Metsämontun malmi käsiteltiin Aijalan kaivoksella (Kuva 8), missä myös 1969-1970-luvulla rikastettiin Telkkälän Ni-Cu malmia (Pöyry ja Isomäki 1992, Sipilä 1996).



Kuva 7. Aijalan esiintymän malmioiden projisoituminen kartalla (Varma 1954, Maanmittauslaitos 2016)

Aijalan ja Metsämontun kaivostoiminta päättyi vuonna 1958, Metsämontusta kuitenkin louhittiin uudelleen malmia vuosina 1964–1974 (Sipilä 1994, 1996). Vuonna 1987 Outokumpu Oy myi alueen Oy SES Finland Ltd:n omistukseen (GTK 2016a), minkä

jälkeen alue yksityisomistuksessa (SYKE, ELY-keskukset). Vuonna 1998 Aijalan kaivosalueen kiinteistön (734-412-1-43) omistaja vaihtui ja kaivosalueella on harjoitettu metalliromun käsittelyä ja varastointia (SYKE, ELY-keskukset).



Kuva 8. Aijalan vanha kaivos. Länsimalmi sijoittuu kuvassa vasemmalle koivikkojen kohdalle ja Kiskonjokeen laskeva puro on kuvassa etualalla (Kaisa Martikainen)

Aijala on yksi 378:sta historiallisesta hylätystä metallimalmikaivoksesta (Räisänen et al. 2013). Malmia Aijalasta louhittiin yhteensä 0,8 tonnia ja Metsämontusta 1,5 miljoonaa tonnia (Sipilä 1994, GTK 2016a ja 2016b). Aijalan malmin kuparipitoisuus oli korkea (1,8 %) ja sinkkipitoisuus kohtalainen (0,6 %), Metsämontun malmissa oli puolestaan korkea sinkkipitoisuus (4,6 %) ja kohtalainen lyijypitoisuus (0,1 %) (Varma 1954). Metallien louhintamäärät ja kokonaislouhintamäärä on esitetty tarkemmin taulukossa 1.

Taulukko 1. Aijalan ja Metsämontun louhosten louhintamääriä ja eri metallien kokonaistuotantomääriä (Räisänen et al. 2013, GTK 2016a ja 2016b).

	Kokonaislouhinta (t)	Tuotettu (t)	Kokonaislouhinta (t)	Tuotettu (t)
	Aijala	Aijala	Metsämonttu	Metsämonttu
Cu	13 320,61	13 320,61	6 075,55	1 575,55
Zn	5 531,74	5 531,74	97 427, 23	44 927,23
Au	0,58	0,58	3,28	1,13
Ag	11,70	11,70	57,17	19,67
S	12 931,00	12 931,00	113 014,70	113 014,70
Pb			19 050,43	7 050, 43
sivukivi	94 120,00		207 294,00	
kokonaislouhinta		838 747,00		171 000,00

4.4 Rikastushiekka-alue

Aijalan rikastushiekka-alue on noin 18 hehtaarin kokoinen ja alueella on noin 2 miljoonaa tonnia rikastushiekkaa (Sipilä 1994 ja 1996). Rikastushiekka on läjitetty kallionpainanteeseen, ja aluetta rajaavat idästä ja lännestä patorakenteet, joiden tekemiseen on käytetty louhinnasta syntynyttä sivukiveä. Rikastushiekasta noin kaksi kolmasosaa on peitetty maa-aineksella, mutta muilta osin se on ilman kanssa kosketuksissa ja hapettunut noin metrin syvyyteen asti (Sipilä 1996). Peitetyillä alueilla on puustoa ja vähäistä aluskasvillisuutta. Rikastushiekkaa on paksuimmillaan 13,6 metriä (Sipilä 1996).

Hapettuneen kerroksen mineraalikoostumus on kvartssia, maasälpää ja muita silikaatteja 85 %, opaakkeja 14 % ja muita mineraaleja 0,8 % (Sipilä 1994). Pohjaveden pinnan alapuolella rikastushiekka on mineraalikoostumukseltaan kvartssia, maasälpää ja muita silikaatteja 64,2 %, opaakkeja 11,8 %, biotiittia 10 %, karbonaattia 8,8 %, amfibolia 4,6 % ja muita mineraaleja 0,6 % (Sipilä 1994). Pintaosistaan hapettuneessa rikastushiekassa ei ole enää neutraloivia karbonaattimineraaleja. Rikastushiekan syvimmissä osissa on suhteellisesti suurempi kuparipitoisuus ja pintaosissa sinkki- ja lyijypitoisuus johtuen rikastamon toimintahistoriasta (Kokkola 1987). Metallikoostumukseltaan rikastushiekka sisältää keskimäärin kuparia noin 1209 ppm, sinkkiä 5070 ppm, lyijyä 1077 ppm, hopeaa 7,95 ppm ja kultaa 0,69 ppm (Kokkola 1987). Nikkelin ja koboltin pitoisuudet ovat lähinnä tausta-arvoja. Suurten metallipitoisuuksien takia Kiviconstruction Oy on tutkinut mahdollisuutta Aijalan rikastushiekan hyödyntämiseen (Jokela 2015). Rikastushiekan ARD-potentiaali on erittäin todennäköinen (Price 1997), koska rikastushiekasta tutkittu NPR-arvo on 0,66 (Saari 1996, Vainionpään 2007 mukaan).

Rikastushiekkaan imeytyy vettä, joka pääsee purkautumaan patojen lävitse idässä kohti Aikolanlahtea ja luoteessa kohti Kiskonjokea. Kallion noustessa korkeammalle alueen itäosista tulee myös pintavesivaluntaa rikastushiekka-alueelle. Alueelle tulee pintavettä myös Koskossuolta. Rikastushiekka-alueelle on muodostunut pintaveden virtausuomia, jotka viettävät alueen etelä-kaakkoisosassa oleviin lampiin, joista vesi pääsee edelleen kulkeutumaan luoteessa olevan padon aukon kautta Kiskonjokeen. Vuoden 1976-1981 tehtyjen tarkkailututkimusten mukaan kohti Kiskonjokea laskevan puron virtaama on ollut marraskuussa keskimäärin 380 l min⁻¹ ja huhtikuussa 1800 l min⁻¹ (Sipilä 1996).

5. AINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT

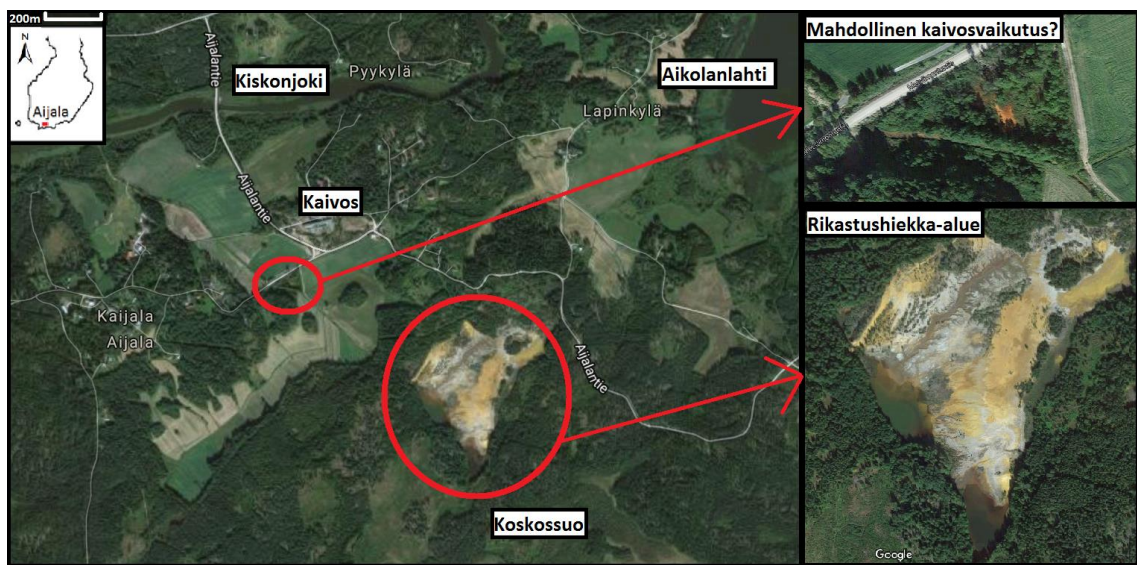
5.1 Kaivosalueella tehdyt ympäristötutkimukset

Kaivostoiminnan päätyttyä Aijalan alueella tarkkailtiin rikastushiekka-alueelta purkautuvien vesien laatua vuosina 1976-1981, mutta tarkkailuohjelma lopetettiin, koska purkautuvissa vesissä metallipitoisuudet olivat alhaisia (Sipilä 1994). Tämän jälkeen alueella on tehty satunnaisia tutkimuksia. GTK:n toimeksiannosta alueella on tehty tutkimuksia vuonna 1989 sekä 1990-luvulla. Alueelle on tehty kunnostussuunnitelma (Sipilä 1996), mutta toimenpiteisiin ei ole ryhdytty. Turun yliopisto on ottanut näytteitä Geokemian harjoitustyöt -kurssin yhteydessä Aijalan kaivoksen pinta- ja pohjavesistä keväällä 2003, 2004, 2005 sekä syksyllä 2007 ja 2008 ja kuvannut analysoituja pitoisuuksia harjoitustyöraporteissa. Osa tuloksista on julkaistu (Räisänen et al. 2005). Helsingin yliopisto otti Aijalassa vesinäytteitä syksyllä 2014 näytteenottomenetelmien testausta varten.

Tutkimusten lisäksi alueelta on tehty ympäristöministeriön raportti ”Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kartoitus”, jossa tutkittiin olemassa olevien aineistojen perusteella hylättyjen kaivosten tilannetta vuonna 2013 (Räisänen et al. 2013). Ympäristöministeriön raportissa Aijalan rikastusjäte on luokiteltu tavanomaiseksi kaivannaisjätteeksi, joka on vaaraominaisuuksiltaan mahdollisesti ympäristöään pilaavaa jätettä (esimerkiksi vesistöä mahdollisesti pilaava), muttei ominaisuuksiltaan ihmisen terveydelle vaaraa aiheuttavaa. Tavanomaiseksi kaivosjätteeksi on myös luokiteltu rauta-, värimetalli- ja metalloidisulfideja (Co, Cu, Ni, Zn, As) sisältävä kaivannaisjäte, josta voi mahdollisesti muodostua pitkällä aikavälillä joko metallipitoisia happamia tai neutraaleja valumavesiä. Raportin mukaan Aijalan osalta rikastushiekka-alueen nykytila tulisi selvittää ja kunnostustarve olisi arvioitava.

5.2 Näytteenotto

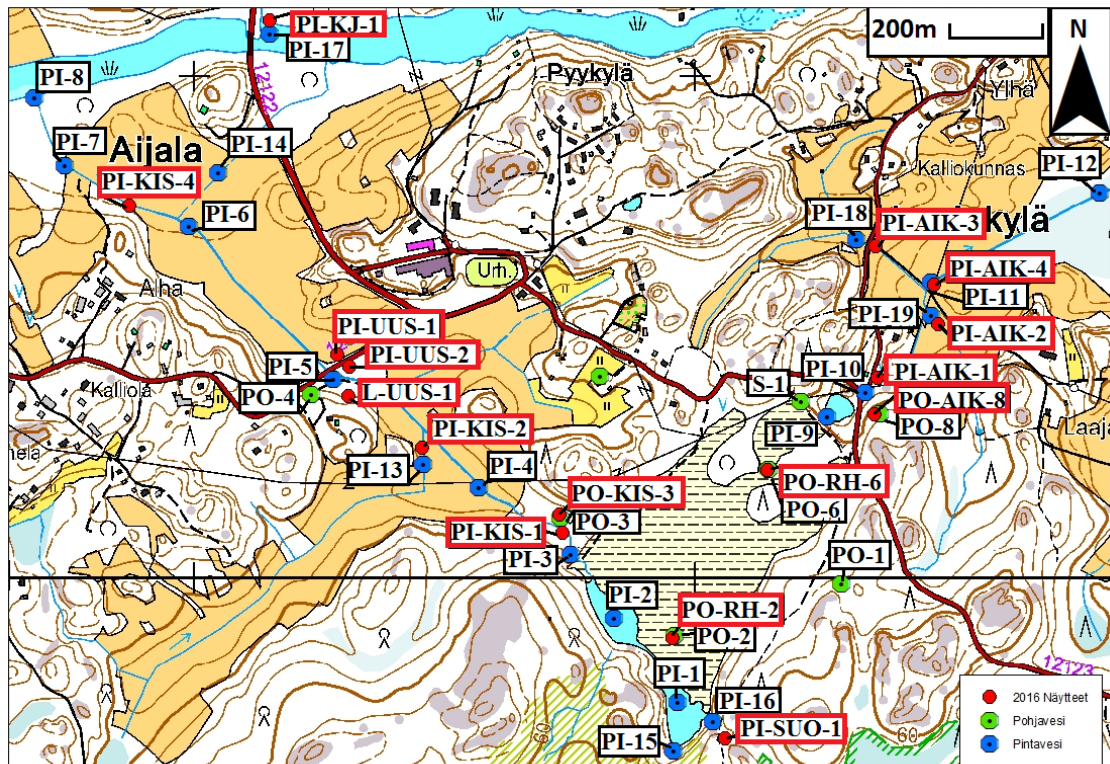
Ennen näytteenottoa Aijalan alueelle tehtiin ilmakuvatarkastelu Google Mapsin avulla (Kuva 9). Kuvatarkastelussa rikastushiekka-alue näkyi selvästi muusta ympäristöstään poikkeavana alueena. Tämän lisäksi kuvatarkastelussa havaittiin mahdollista kaivosvaikutusta Kiskonjokeen purkavan puron keskivaiheilla. Esitietojen mukaan samalla kohtaa on Aijalan länsimalmin projisoituma, minkä perusteella pisteessä saattaisi olla hydraulinen yhteys kaivoskuiluun. Tarkastelun perusteella pisteestä päätettiin ottaa uusia näytteitä.



Kuva 9. Ilmakuvatarkastelu Aijalan alueella (Kuvat © Google 2016, Karttatiedot © Google 2016)

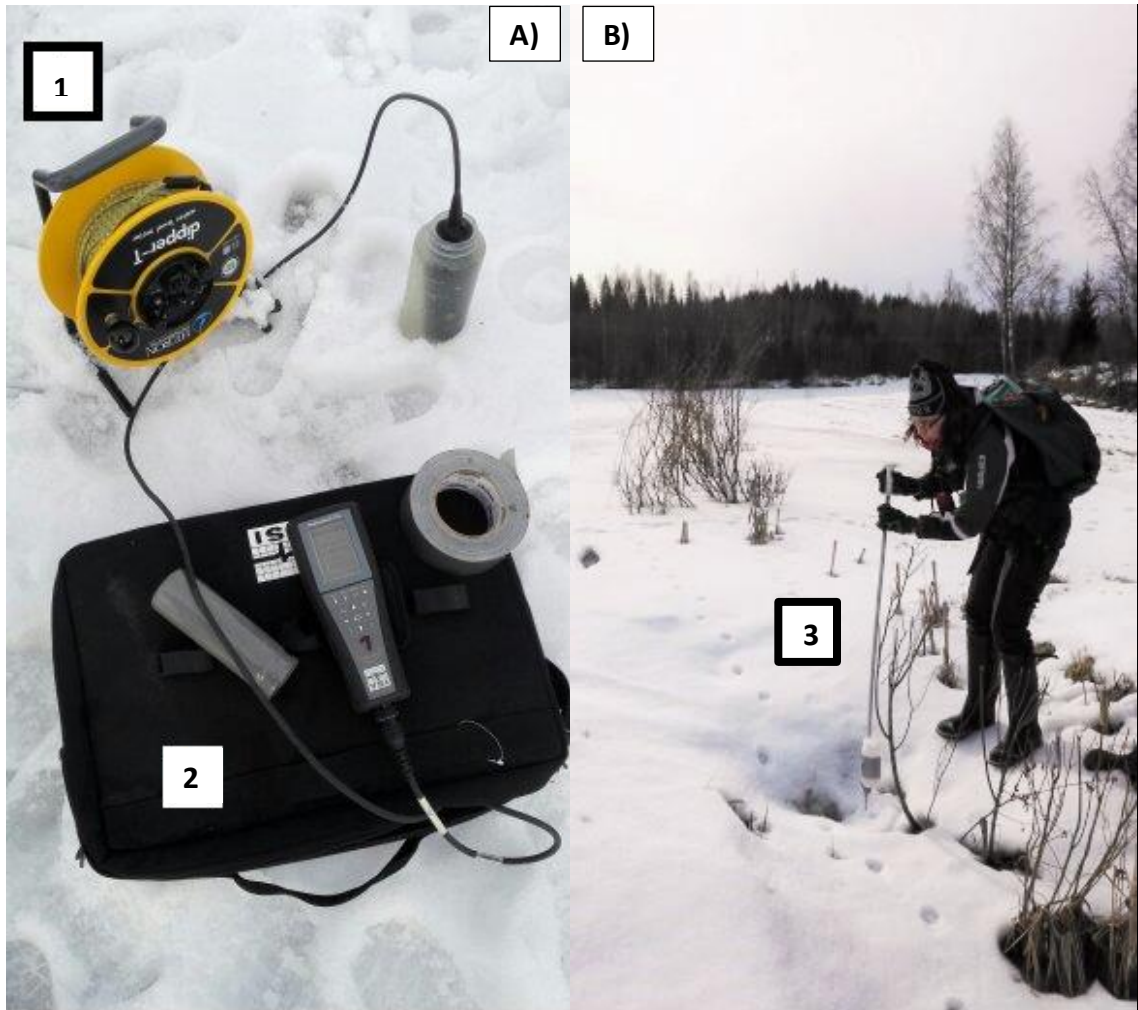
Näytteitä otettiin 14.3.2016 16 kpl, joista 11 oli pintavesinäytettä ja viisi (5) pohjavesinäytettä (Kuva 10). Pintavesinäytteet otettiin suoraan näytteenottopulloon ja pohjavesinäytteet mahdollisen kontaminaation välttämiseksi kertakäyttöisillä PVC-muovisilla putkinoutimilla. Hankalissa kohdissa, esimerkiksi paksun lumi- ja jääpeitteen takia, näytteenottopullo jouduttiin teippaamaan kiinni suksisauvaan pintavesinäytteen ottamista varten (Kuva 11B). Pintavesinäytteet pyrittiin ottamaan paikoista, joissa vesi virtasi ja kiintoaineksen pääsyä näytepulloon voitiin välttää. Näytteenoton yhteydessä jokaisesta näytteestä mitattiin YSI-moniparametrimittarilla pH, lämpötila, sähkönjohtavuus ja redox-potentiaali (ORP). Pohjavesiputkista mitattiin vedenpinnan korkeus dipper-T mittarilla ennen näytteenottoa.

Näytteitä otettiin entuudestaan tutkituista pisteistä, sekä kolmesta uudesta näytenpisteestä (L-UUS-1, PI-UUS-1 ja PI-UUS-2). Uudet näyteenottopaikat sijaitsevat louhitun länsimalmin projisoituman päällä. Kyseisellä alueella havaittiin pohjaveden purkautumista näytenpisteissä (L-UUS-1), (PI-UUS-1, Kuva 12C) ja (PI-UUS-2). Rikastushiekka-alueella olevasta lammesta (PI-RH-1) ei saatu näytettä, koska lampi oli pohjaan asti jäässä. Kiskonjokeen laskevan ojan varrella olevasta pohjavesiputkesta (PO-KIS-4) ei myöskään saatu näytettä, koska putki oli jäässä. Myös PI-KIS-3 näyteenottopaikan oja oli pohjaan asti jäässä.



Kuva 10. Näyteenottopisteet kartalla. Aiempien tutkimusten näytenpisteet on koottu yhtenäiseksi näytenpisteiksi pintavesille (PI-1 – PI-19) ja pohjavesille (PO-2 – PO-8) sekä kaivoveden näytenpiste K1. Vuoden 2016 näytenpisteet on merkitty karttaan tutkimustunnuksilla (esim. PI-KIS-1). (Maanmittauslaitos 2016)

Helsingin yliopistossa vuonna 2014 tehdyn näyteenottotutkimuksen perusteella näytteiden suodatus päätettiin toteuttaa jo heti näyteenoton jälkeen maastossa. IC kationinäytteet sekä ICP-MS näytteet suodatettiin kentällä 0.45 µm kalvosuodattimen lävitse. IC näytteet kestäväitettiin 0.2 mol l⁻¹ typpihapolla (HNO₃) ja ICP-MS näytteet kestäväitettiin väkevällä typpihapolla. Kestäväinnin jälkeen näytteet säilytettiin kylmässä ja kuljetettiin Helsingin yliopiston laboratorion varastoon säilytykseen tutkimista varten.



Kuva 11. A1) Pohjavedenpinnan korkeuden mittari dipper-T A2) YSI-mittari. Ennen tutkimuksia mittari kalibroitiin pH 7 liuoksella. B3) Suksisauvanäytteenotin. Kuvassa otetaan näytettä PI-KIS-2 ojasta, jonka päällä on jääkansi. (Kaisa Martikainen)

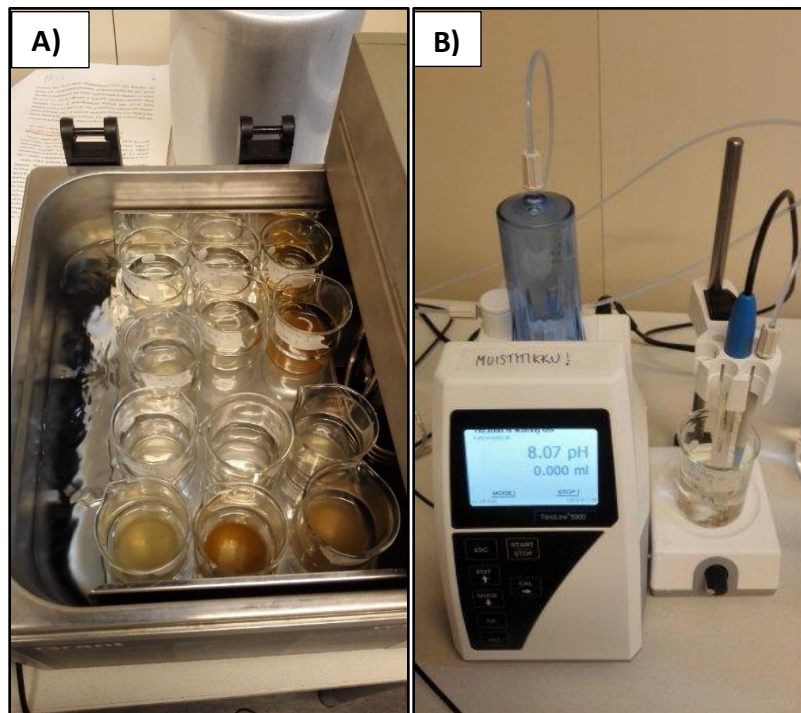


Kuva 12. A) rikastushiekka-altaan luoteisen padon takaa otettu kuva, pato näkyy kuvassa vasemmalla. Vesiä pääsee suotautumaan padon läpi ja kasvillisuus selkeästi kärsii tilanteesta. B) PO-KIS-3 pohjavesiputken kohdalta on päässyt purkautumaan rautapitoista vettä. C) kuva PI-UUS-1 näytteenottopaikasta. Ojassa on runsaasti mangaani- ja rautasaostumia. Kuvassa näkyy myös Aijalan vanhan kaivoksen rakennuksia. (Kaisa Martikainen ja Paula Bigler)

5.3 Näytteiden analysointi

5.3.1 Alkaliteetin määrittäminen

Alkaliteettiä tutkittiin TitroLine® 5000 automaattisella titrauslaitteella (Kuva 13). Tutkimuksessa käytettiin kahta eri menetelmää, yhdistelmä- ja kokonaisalkaliteettia (yhd-tot) ja karbonaattialkaliteettia (karb). Yhd-tot alkaliteetti määrittäminen on sopiva näytteille, joiden pH on yli 8.3 ja jotka ovat luonteeltaan erittäin pelkistäviä (Virkanen et al. 2014). Vaikka yhdenkään näytteen pH ei ollut yli 8,3, päätettiin alkaliteettiä silti tutkia molemmilla menetelmillä. Yhd-tot alkaliteetti määritettiin 31.3.2016 titraamalla näytteet päätepisteeseen pH 4.5, koska yhdenkään näytteen pH ei ylittänyt 8,3 (SFS-EN ISO 9963-1). Vertailunäytteenä käytettiin VKI Major Components of Drinking Water -liuosta, jonka alkaliteetti on noin 1 mmol l⁻¹. Yhd-tot alkaliteetti kertoo vetykarbonaatti-, bikarbonaatti- ja hydroksyylikonsentraation summan. Yhd-tot alkaliteetista laskettiin bikarbonaatin (HCO₃⁻) määrä (mmol l⁻¹ ja mg l⁻¹) ionikonsentraation määrittämistä varten. Karbonaattialkaliteetti määritettiin 1.4.2016 titraamalla näyte päätepisteeseen pH 5.4 (SFS 3005; SFS-EN ISO 9963-2). Vertailunäytteenä käytettiin VKI Major Components of Drinking Water -liuoksen kymmenen kertaista laimennosta.



Kuva 13. A) Näytteet vesihautauskammiossa (25°C) ja B) Automaattinen titrauslaitte TitroLine® (Kaisa Martikainen)

Näytteitä ja vertailunäytteitä pidettiin 25 °C vesihauteessa puolen tunnin ajan, jonka jälkeen näytteet analysoitiin. Ensimmäisenä määritettiin vertailunäytteet, jotta saatiin varmistettua laitteen toimivuus. Titrauksen ajan näytteitä sekoitettiin automaattisella magneettisekoittimella ja mittausanturit puhdistettiin MilliQ-vedellä näytteen vaihtamisen yhteydessä. Rikastushiekka-alueen pohjavesinäytteestä (PO-RH-6) sekä rikastushiekka-alueelta suotautuvasta pohjavesinäytteestä (PO-KIS-3) ei pystytty aluksi määrittämään alkaliteettia, joten liuoksia oli laimennettava. Näytteet laimennettiin MilliQ-vedellä suhteessa 1:4.

5.3.2 Ionikromatografia

Pääionikomponentit tutkittiin 23.3. Metrohm MIC-12 ionikromatografilla (IC) (Kuva 14). IC määrittämisessä käytettiin kuutta standardia, joissa maksimipitoisuudeksi kationeille määritettiin 50 mg l⁻¹ ja anioneille 50 mg l⁻¹. Kationinäytteisiin lisättiin 0,2 mol l⁻¹ HNO₃:ta 0.1 millilitraa, jolloin näytteiden pH saatiin vaadittuun tasoon 2,5-3,5 (Virkanen et al. 2014). Laitteeseen syötettiin standardit ja kaksi nolla-näytettä, minkä jälkeen laitettiin varsinaiset tutkittavat näytteet. Näytteitä ei laimennettu ensimmäisellä tutkimuskerralla, minkä jälkeen havaittiin, että kaikkien näytteiden kohdalla ei saatu tarkkoja tuloksia. Tämän jälkeen näytteitä laimennettiin tarvittavissa suhteissa ja ajo suoritettiin uudelleen. Vieläkään ei saatu tarvittavan tarkkoja tuloksia, koska osassa näytteiden tuloksista puuttui kokonaan K-ioni, tai sulfaattipitoisuudet ylittivät maksimipitoisuuden 50 mg l⁻¹. Tästä syystä näytteet PO-KIS-3, PO-AIK-8, PO-RH-2, PO-RH-6, L-UUS-1, PI-AIK-1, PI-AIK-4, PI-KIS-1, PI-UUS-1 ja PI-UUS-2 laimennettiin uudelleen kationien ja/tai anionien osalta erikseen, jotta saatiin luotettavampia tuloksia. Tarvittavan määrittystarkkuuden selvittämisessä käytettiin WP 50-liuosta. Saantoprosenteiltaan vertailunäytteet antoivat hyviä tuloksia, lukuun ottamatta nitraattia (86, 2 %) ja kloridia 81.95 %). Virhetuloksista voi lukea tarkemmin kohdasta Virhelähteet s. 74.



Kuva 14. Helsingin yliopiston Geotieteiden ja maantieteen laitoksen laboratorion ionikromatografi ajaa näytteitä yksi kerrallaan karusellimaisesta syöttölaitteesta. Näytteiden välissä mittalaite pesee itsensä miedolla hapolla ja MilliQ-vedellä. (Kaisa Martikainen)

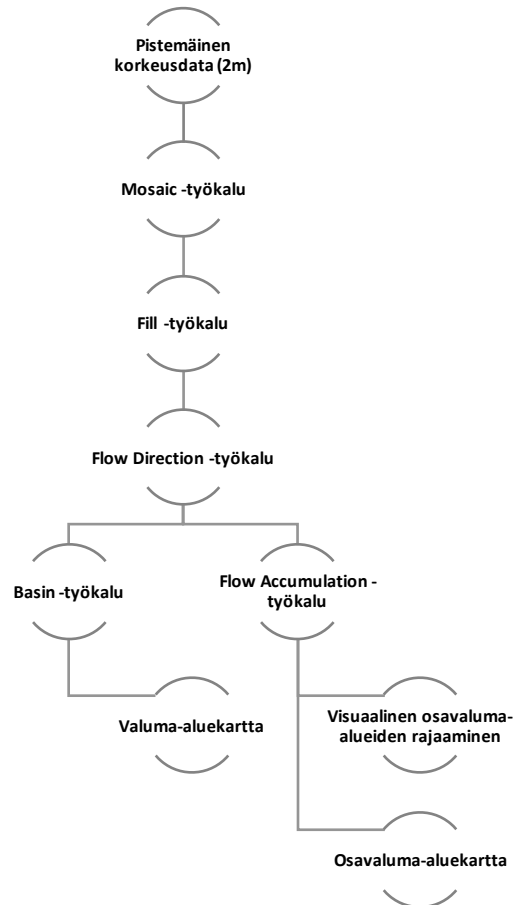
5.3.3 Plasmaemissio massaspektrometria

Metallinäytteet tutkittiin Agilent 7500ce/cx plasmaemissio massaspektrometrilla (ICP-MS). Näytteistä tehtiin ensin semikvalitatiivinen ajo, minkä mukaan määritettiin standardisuora. Standardinäytteitä tehtiin yhteensä 13 kpl, joista viisi viimeistä tehtiin suuria sinkki-, alumiini- ja rautapitoisuuksia varten. Standardisuoraa tehtäessä jouduttiin tekemään useita laimennoksia ja osalaimennoksia. Vertailunäytteen SW2 tulosten perusteella saantoprosenttiltaan vajaiksi jäivät alumiini, pii, vanadiini, kromi, mangaani, koboltti, nikkeli, kupari ja rubidium. Virhelähteissä sivulla 74 kerrotaan tarkemmin saantotuloksista. Rubidium, strontium ja molybdeenin tutkittiin kahdella eri tavalla, ”non-gas”- ja ”gas”-tilassa. Saantotulosten perusteella tähän tutkimukseen valittiin rubidium ja strontium ”non-gas”-tilan tulokset ja molybdeenista ”gas”-tilan tulos.

5.4 Osavaluma-alueiden määrittäminen ArcGis-ohjelmalla

Aijalan alueen korkeusmalli (2 m) ladattiin Maanmittauslaitoksen avoimien aineistojen tiedostopalvelusta pistemäisessä ascii grid-muodossa (Kuva 15). Tämän jälkeen tiedostot muokattiin ArcMap-ohjelmalla tiff-muotoisiksi kuvatiedostoiksi, minkä jälkeen

kuvatiedostot liitettiin toisiinsa Mosaic-työkalun avulla. DEM-mallista poistettiin virheet Fill-työkalun avulla poistaen alueita, jotka saattaisivat haitata virtaussuuntien määrittystä. Tämän jälkeen määritettiin virtaussuunnat Flow Direction-työkalun avulla ja jaettiin alue suuriin valuma-alueisiin Basin-työkalun avulla.



Kuva 15. Vuokaavio ArcGis mallinnuksen vaiheista.

Basin-työkalulla tehty valuma-aluejako todettiin liian yksinkertaiseksi tarkastellessa Aijalan kaivoksen sisäisiä veden virtausreittejä. ArcMap -ohjelman Flow Accumulation -työkalulla luotiin vielä yksityiskohtainen veden virtausreittejä kuvaava malli, jota apuna käyttäen visuaalisesti määritettiin kaivosalueen osavaluma-alueet, joihin on perehdytty tarkemmin tulosten tarkastelussa.

6. TULOKSET

6.1 Kenttämittaukset

Pintavesien pH vaihtelee välillä 2,9...7,7 (Taulukko 2). Alhaisin pH on mitattu pisteessä PI-UUS-1. Pitoisuus on huomattavasti alhaisempi kuin Suomen yleinen purovesien pH (4,7-6,6) (Lahermo et al. 1996). Yleisestä pH-tasosta poikkeaa myös näytepisteestä PI-SUO-1 mitattu pH 4,4. Pohjavesien pH vaihtelee välillä 6,2...7,5 (Taulukko 3). Matalin pH on mitattu pisteessä PO-RH-2 ja korkein pH pisteessä L-UUS-1. Pohjavesien pH on talousvesien laatuvaatimusten mukaista (pH 4,5-9,5) (STM 1352/2015).

Pintavesien sähkönjohtavuus (EC) vaihtelee välillä 6...244 mS m⁻¹ (Taulukko 2). Pintavedestä suurin sähkönjohtavuus on mitattu pisteessä PI-UUS-1, pitoisuus on kymmenkertainen Suomen purovesien yleiseen sähkönjohtavuuteen 2-22 mS m⁻¹ verrattuna (Lahermo et al. 1996). Muita yleisen pitoisuuden ylittäviä näytteenottopisteitä ovat PI-AIK-1 (233 mS m⁻¹), PI-AIK-4 (57 mS m⁻¹), PI-KIS-1 (88 mS m⁻¹), PI-KIS-4 (46 mS m⁻¹) ja PI-UUS-2 (139 mS m⁻¹). Pohjavesien sähkönjohtavuus vaihtelee välillä 167...1024 mS m⁻¹ (Taulukko 3). Sähkönjohtavuus on suurin rikastushiekka-alueen pohjavesiputkissa PO-RH-2 (1024 mS m⁻¹) ja PO-RH-6 (756 mS m⁻¹), pitoisuudet ylittävät talousvedelle asetetun raja-arvon 250,0 mS m⁻¹ noin viisinkertaisesti (STM 1352/2015). Raja-arvo ylittyy myös rikastushiekka-alueen ulkopuolella olevassa pohjavesiputkessa PO-KIS-3 (324 mS m⁻¹).

Redox-potentiaali (ORP) vaihtelee pintavesissä välillä 51,4...536,6 mV ja pohjavesillä välillä -7,5...93,8 mV (Taulukko 2 ja 3). Suurin ORP on mitattu purovedestä pisteessä PI-UUS-1 ja pohjavedestä pisteessä PO-RH-6. Alhaisin ORP on mitattu pintavedessä pisteessä PI-AIK-1 ja pohjavedestä pisteessä PO-RH-2. Talousveden laatuvaatimuksissa ei ole asetettu ORP arvolle vaatimuksia, eikä puroveden yleistä ORP-pitoisuutta ole tutkittu. Mitä suurempi ORP on, sitä voimakkaampana hapettimena vesi toimii.

Lämpötila vaihtelee pintavesissä välillä 0,0...1,7 °C ja pohjavesillä välillä 2,1...4,3 °C. Pohjavesiputkista mitattiin vedenpinnantasot, mutta koska putkia ei ole vaaittu, niin tuloksia ei voi vertailla.

Taulukko 2. YSI-kenttämittauksen tulokset pintavesistä ja purovesien yleiset pitoisuudet Suomessa (Lahermo et. al 1996). Laboratoriossa määritetty pH, labrak on mitattu 1.4.2016 ja labray on mitattu 31.3.2016.

Alkuaine	Yksikkö	PI-SUO-1	PI-KJ-1	PI-AIK-1	PI-AIK-2	PI-AIK-3	PI-AIK-4	PI-KIS-1	PI-KIS-2	PI-KIS-4	PI-UUS-1	PI-UUS-2	Purovesien Yl.pit.
pH (kenttä)	pH	4,4	7,7	6,6	6,8	6,5	6,8	5,4	7,7	5,9	2,9	5,4	4,7 - 6,6
pH (labrak)	pH	4,0	6,6	7,0	6,5	7,1	7,1	4,0	6,5	6,3	2,6	4,0	
pH (labray)	pH	4,0	6,7	7,1	6,5	7,0	6,9	4,1	6,6	6,4	2,6	4,0	
EC	mS m-1	6	7	233	6	9	57	88	6	46	244	139	2 - 22
ORP	mV	294	99,5	51,4	116,3	124,4	108,4	226,9	129,2	191,0	536,6	140,0	
lämpötila	°C	0,8	2,5	0,9	1,7	1,0	0,8	0,6	0,0	0,2	2,8	2,5	

Taulukko 3. YSI-kenttämittausten tulokset lähde- ja pohjavedestä, mitatut vesipinnan korkeudet pohjavesiputkien päästä ja hyvän talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuudet (STM 1352/2015). Laboratoriossa määritetty pH, labrak on mitattu 1.4.2016 ja labray on mitattu 31.3.2016.

	yksikkö	L-UUS-1	PO-RH-2	PO-RH-6	PO-KIS-3	PO-AIK-8	Enimmäispitoisuus talousvedessä
pH (kenttä)	pH	7,5	6,1	7,0	6,5	6,4	4,5 - 9,5
pH (labrak)	pH	6,9	7,9	5,3	8,0	7,7	
pH (labray)	pH	6,5	7,7	5,6	8,2	7,4	
EC	mS m-1	47	1 024	756	324	17	250
ORP	mV	14,5	-7,5	93,8	38,5	25,7	
lämpötila	°C	4,3	4,1	3,5	3,5	2,1	
Vesipinta putken päästä	m		-0,96	-0,75	-0,74	-1,28	

Taulukko 4. Pintavesinäytteistä analysoidut metallipitoisuudet ja purovesien yleiset metallipitoisuudet Suomessa (Lahermo et al. 1996).

Alku- aine	Yksikkö	Metodikohtainen määritysraja	PI- SUO-1	PI- KJ-1	PI- AIK-1	PI- AIK-2	PI- AIK-3	PI- AIK-4	PI- KIS-1	PI- KIS-2	PI- KIS-4	PI- UUS-1	PI- UUS-2	Purovesien Yl.pit.
Li	µg l ⁻¹	0,005	0,35	0,85	16,06	0,65	0,62	2,77	7,38	0,66	4,18	44,87	23,91	0,2 - 7,0
Al	µg l ⁻¹	2,353	162,69	104,40	715,67	255,22	100,24	84,61	1 250,32	241,13	311,67	41 528,81	263,63	20 - 250
Si	mg l ⁻¹	0,348 µg l ⁻¹	3,12	2,68	6,42	5,57	5,35	5,04	4,82	5,15	5,37	15,41	10,93	
V	µg l ⁻¹	0,01	0,69	0,35	0,06	0,91	0,45	0,37	0,11	0,57	0,16	1,22	0,02	
Cr	µg l ⁻¹	0,064	0,31	0,31	0,32	0,28	0,29	0,24	0,53	0,38	0,42	44,03	0,17	0,15 - 1,4
Mn	µg l ⁻¹	0,011	15,16	32,80	1 871,10	31,87	13,26	218,86	350,88	29,40	234,93	2 085,91	1 902,39	2 - 145
Fe	mg l ⁻¹	0,096 µg l ⁻¹	0,82	0,16	1,99	0,17	0,10	0,22	4,94	0,26	0,80	217,96	14,25	0,06 - 2,6
Co	µg l ⁻¹	0,006	0,26	0,17	8,18	0,59	0,14	1,15	4,24	0,23	3,65	282,61	43,92	0,03 - 1,0
Ni	µg l ⁻¹	0,035	0,26	1,14	10,11	0,46	0,62	2,20	2,67	0,54	3,66	272,13	66,29	0,14 - 4,0
Cu	µg l ⁻¹	0,052	0,84	2,66	7,69	0,88	1,39	1,19	29,82	1,08	44,39	12 220,21	676,71	0,17 - 2,35
Zn	µg l ⁻¹	0,947	12,99	11,28	3 951,57	7,11	10,58	276,83	2 105,18	13,95	1 001,31	36 903,50	6 588,26	1,5 - 25,0
As	µg l ⁻¹	0,057	4,67	0,41	0,96	0,69	0,65	0,89	1,42	0,59	0,78	1033,28	12,43	0,06 - 1,6
Rb	µg l ⁻¹	0,094	0,97	1,65	12,46	0,96	0,98	2,80	3,32	1,03	2,14	3,64	5,00	
Sr	µg l ⁻¹	0,027	6,77	24,56	445,63	20,16	30,00	108,02	139,22	20,59	93,24	301,17	636,71	10,0 - 90,0
Mo	µg l ⁻¹	0,041	<0,04	0,08	0,05	0,11	0,10	0,10	<0,04	0,05	0,05	0,12	0,56	0,03 - 0,85
Cd	µg l ⁻¹	0,023	0,05	<0,02	3,24	0,03	<0,02	0,10	2,86	0,03	1,88	138,15	15,11	0,004 - 0,04
Ba	µg l ⁻¹	0,062	3,76	6,88	12,55	7,30	9,16	16,22	5,60	7,52	8,93	7,34	15,88	3,0 - 30,0
Pb	µg l ⁻¹	0,045	1,86	0,07	0,26	0,07	0,10	0,10	7,75	0,23	0,69	3,11	<0,05	0,08 - 0,8
Th	µg l ⁻¹	0,001	0,02	0,05	0,01	0,05	0,03	0,03	0,02	0,05	0,03	9,71	0,03	
U	µg l ⁻¹	0,005	0,01	0,45	1,79	0,12	0,12	0,24	0,26	0,14	0,16	6,57	1,18	

Taulukko 5. Pintavesinäytteistä analysoitu pääionikoostumus ja purovesien yleiset pääionikoostumukset Suomessa (Lahermo et al. 1996). Alkaliteetti on analysoitu yhdistelmä ja kokonaisalkaliteetti menetelmällä (y) ja karbonaattialkaliteetti menetelmällä (k). Bikarbonaattipitoisuus on laskettu alkaliteettipitoisuuksista.

Alku-aine	Yksikkö	PI-SUO-1	PI-KJ-1	PI-AIK-1	PI-AIK-2	PI-AIK-3	PI-AIK-4	PI-AIK-4B	PI-KIS-1	PI-KIS-2	PI-KIS-4	PI-UUS-1	PI-UUS-1B	PI-UUS-2	Purovesien Yl.pit.
Na	mg l ⁻¹	1,71	3,31	12,10	2,49	3,26	4,59	4,58	6,37	2,80	0,65	22,40	22,10	42,10	1,3 - 14,0
K	mg l ⁻¹	0,38	1,28	12,20	0,50	2,08	3,68	3,18	3,54	0,73	0,30	1,72	1,99	19,10	0,24 - 4,0
Ca	mg l ⁻¹	1,41	5,20	280,45	5,18	8,35	55,71	54,78	56,07	5,80	3,44	113,51	112,38	161,60	1,7 - 18,0
Mg	mg l ⁻¹	0,65	2,01	160,30	1,33	2,46	29,81	29,25	65,47	1,43	2,86	50,98	50,37	46,40	0,6 - 7,0
F	mg l ⁻¹	0,04	0,10	1,75	0,09	0,13	0,31	0,31	0,70	0,09	0,03	2,25	2,20	2,40	0,025 - 0,5
Cl	mg l ⁻¹	2,03	4,15	21,80	5,19	3,51	7,26	7,35	15,05	2,45	0,72	32,20	32,20	140,00	0,5 - 15,0
NO ₃ ⁻	mg l ⁻¹	0,03	1,59	1,55	1,50	0,44	1,23	0,89	1,35	1,47	0,17	2,85	1,55	21,60	0,2 - 3,0
SO ₄ ²⁻	mg l ⁻¹	2,55	6,23	1 441,00	6,21	6,09	236,22	240,71	478,20	7,06	20,22	1 508,60	1 524,05	858,40	1,0 - 35,0
y alkali.	mmol l ⁻¹	0,00	0,27	2,02	0,15	0,54	0,69		0,00	0,26	0,24	1,46		1,65	0,5 - 1,0
k alkali.	mmol l ⁻¹	0,00	0,21	1,75	0,10	0,46	0,59		0,00	0,20	0,16	0,00		1,48	
k HCO ₃ ⁻	mg l ⁻¹	0,00	12,52	107,02	6,11	28,12	36,12		0,00	12,44	9,86	0,00		90,10	
y HCO ₃ ⁻	mg l ⁻¹	0,00	16,47	123,22	9,15	32,94	42,09		0,00	15,86	14,64	0,00		100,65	

Taulukko 6. Pohjavesinäytteistä ja lähdevedestä analysoidut metallipitoisuudet sekä hyvän talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuudet (STM 1352/2015).

Alkuaine	Yksikkö	Metodikohtainen						Enimmäispit. talousved.
		määritysraja	L-UUS-1	PO-RH-2	PO-RH-6	PO-KIS-3	PO-AIK-8	
Li	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,005	5,55	16,97	44,92	0,13	2,52	
Al	$\mu\text{g l}^{-1}$	2,353	8,37	2627,88	5,00	128,22	<2,35	200
Si	mg l^{-1}	0,348	4,89	10,90	4,93	6,32	6,39	
V	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,01	0,04	0,03	0,02	2,20	0,08	
Cr	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,064	0,12	0,67	<0,06	0,52	0,18	50
Mn	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,011	224,60	3619,15	408,69	267,85	2631,57	50
Fe	mg l^{-1}	0,096 $\mu\text{g l}^{-1}$	0,45	915,74	0,04	6,64	0,26	0.2
Co	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,006	1,93	0,06	2,16	2,84	6,12	
Ni	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,035	1,31	0,26	1,46	0,69	2,49	20
Cu	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,052	0,54	0,12	0,77	1,00	1,03	2
Zn	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,947	147,19	44,86	761,44	6,86	33,82	
As	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,057	4,28	2,19	0,89	5,21	0,63	10
Rb	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,094	1,32	30,52	36,23	1,16	13,69	
Sr	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,027	241,64	1889,85	1835,27	28,77	613,11	
Mo	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,041	0,35	0,05	41,16	0,08	0,16	
Cd	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,023	0,12	0,03	0,98	<0,02	<0,02	5
Ba	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,062	5,95	8,28	6,82	3,13	22,00	
Pb	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,045	0,09	0,06	<0,05	0,14	<0,05	10
Th	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,001	<0,00	<0,00	<0,00	0,09	<0,00	
U	$\mu\text{g l}^{-1}$	0,005	1,77	0,19	7,14	0,16	0,75	30

Taulukko 7. Pohjavesinäytteistä ja lähdevedestä analysoidut pääionikomponentit sekä hyvän talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuudet (STM 1352/2015). Alkaliteetti on analysoitu yhdistelmä ja kokonaisalkaliteetti menetelmällä (y) ja karbonaattialkaliteetti menetelmällä (k). Bikarbonaattipitoisuus on laskettu alkaliteettipitoisuuksista.

Alkuaine	Yksikkö	L-UUS-1	PO-RH-2	PO-RH-2B	PO-RH-6	PO-KIS-3	PO-AIK-8	Enimmäispitoisuus talousvedessä
Na	mg l^{-1}	16,12	55,80	52,40	48,80	25,02	2,74	200
K	mg l^{-1}	2,29	53,80	53,60	60,80	6,62	0,33	
Ca	mg l^{-1}	46,69	389,20	374,00	384,80	231,34	9,50	
Mg	mg l^{-1}	12,40	1 436,80	1 409,20	1242,40	166,78	3,13	
F	mg l^{-1}	0,41	13,20	13,00	5,60	0,44	0,14	1,5
Cl	mg l^{-1}	7,18	54,80	54,80	55,20	15,44	5,49	250
NO_3^-	mg l^{-1}	0,30	8,80	11,80	16,20	12,04	0,91	50
SO_4^{2-}	mg l^{-1}	95,50	8 865,80	8 860,20	6 133,20	1 257,20	20,84	250
y alkali.	mmol l^{-1}	1,46	0		2,32	0,99	0,28	
k alkali.	mmol l^{-1}	1,31	0		2,21	0,88	0,22	
k HCO_3^-	mg l^{-1}	80,14	0,00		134,79	53,72	13,44	
y HCO_3^-	mg l^{-1}	89,06	86,62		141,52	60,39	17,08	

6.2 Pääionikoostumus

Ionitasapainoa tarkasteltiin näytteiden pääionikoostumuksen (Na, K, Ca, Mg, Cl, NO₃, SO₄ ja HCO₃) mukaan. Tarkasteluun otettiin mukaan rauta (Fe²⁺), sinkki (Zn²⁺) ja fluori (F⁻), koska vesinäytteiden Fe-, Zn- ja F-pitoisuudet ovat korkeat. Määrittelyssä käytettiin Helsingin yliopiston Geotieteen ja maantieteen ympäristölaboratorion valmista Excel-pohjaa (Taulukko 8). Ionitasapainon tulisi olla <3-5% (Virkanen et al. 2014). AqQA-ohjelmalla tehtiin Stiffi-diagrammit näytteiden pääionikoostumuksesta (Kuva 16).

Taulukko 8. Näytteiden ionitasapainotaulukko.

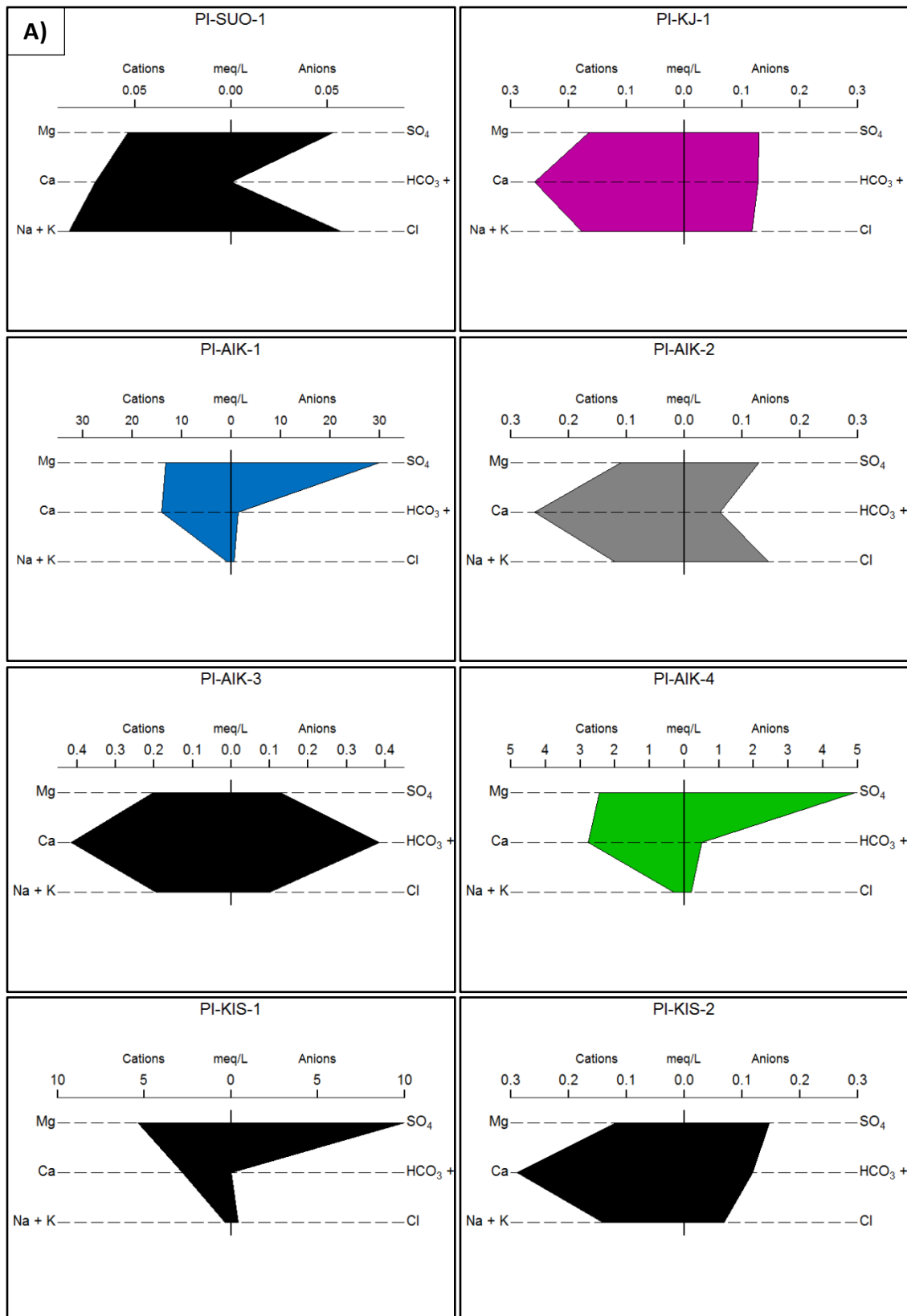
	Ionic sum meq/l			Ionic balance arguments		ΣAnion 3,0-30 IB<2% ²	ΣAnion 30-800 IB<5% ³
	ΣCations	ΣAnions	IB %	ΣAnion<3,0 diff <0,2 meq l ⁻¹ ¹			
PI-SUO-1	0.316	0.113	47	EPÄTOSI			
PI-KJ-1	0.607	0.483	11	TOSI			
PI-AIK-1	28.216	32.488	7		EPÄTOSI		
PI-AIK-2	0.495	0.405	10	TOSI			
PI-AIK-3	0.818	0.701	8	TOSI			
PI-AIK-4	5.543	5.751	2		TOSI		
PI-KIS-1	8.886	10.439	8		EPÄTOSI		
PI-KIS-2	0.558	0.448	11	TOSI			
PI-KIS-4	0.503	0.607	9	TOSI			
PI-UUS-1	22.340	32.482	18		EPÄTOSI		
PI-UUS-2	14.914	23.773	23		EPÄTOSI		
L-UUS-1	4.127	3.531	8		EPÄTOSI		
PO-RH-2	174.258	186.969	4				TOSI
PO-RH-6	125.141	132.016	3				TOSI
PO-KIS-3	26.764	27.708	2		TOSI		
PO-AIK-8	0.869	0.831	2	TOSI			

1) Anionisumma on alle 3,0 meq l⁻¹ ja kationi- ja anionisummien erotus on vähemmän kuin 0,2 meq l⁻¹

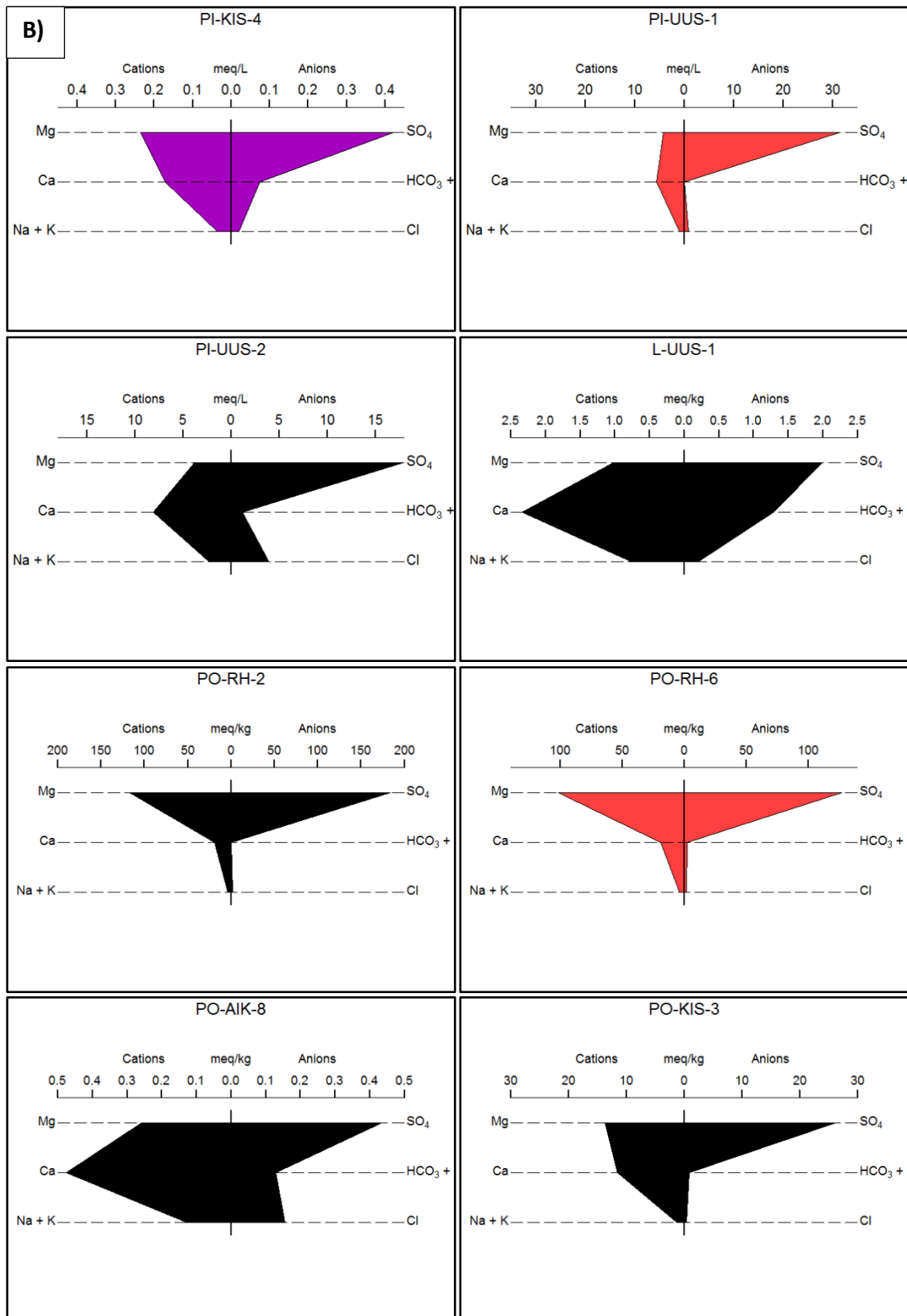
2) Anionisumma on 3,0-30 meq l⁻¹ ja ionitasapaino on korkeintaan 2%

3) Anionisumma on 10-800 meq l⁻¹ ja ionitasapaino on korkeintaan 5%

Kymmenen näytteen (PI-KJ-1, PI-AIK-2, PI-AIK-3, PI-AIK-4, PI-KIS-2, PI-KIS-4, PO-RH-2, PO-KIS-3 ja PO-AIK-3) kationi- ja anionipitoisuudet ovat tasapainossa. Kuuden näytteen (PI-SUO-1, PI-AIK-1, PI-KIS-1, PI-UUS-1, PI-UUS-2 ja L-UUS-1) ionitasapainoprosentti on suuri, eivätkä näytteiden tulokset välttämättä ole luotettavia. Kuitenkin oletuksena oli, että kaikkien näytteiden osalta ei päästäisi ionitasapainoon suurten pitoisuuksien vuoksi. Suuret pitoisuudet edellyttävät runsasta näytteiden laimentamista, jolloin pitoisuuksien määrittystarkkuus kärsii.



Kuva 16. A) AqQA-ohjelmalla määritetyt Stiffi-diagrammit Aijalan näytteistä. Kuvissa oikealla keskellä on $\text{HCO}_3 + \text{CO}_3$.



Kuva 16. B) AqQA-ohjelmalla määritetyt Stiffi-diagrammit Aijalan näytteistä. Kuvissa oikealla keskellä on HCO₃ + CO₃.

6.2.1 Kationit

Pintaveden natriumpitoisuudet vaihtelevat välillä 0,7...42,1 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin natriumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2, pitoisuus ylittää Suomen yleisimmän natriumpitoisuuden purovesissä 1,3-14,0 mg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Myös näytteen PI-UUS-1 pitoisuus 22,4 mg l⁻¹ ylittää purovesien yleisen pitoisuuden. Pintavesien pienin natriumpitoisuus on mitattu näytteestä PI-KIS-4. Pohjaveden natriumpitoisuudet vaihtelevat välillä 2,7...55,8 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjavesien suurin natriumpitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2 ja matalin näytteestä PO-AIK-8. Pitoisuudet eivät ylitä talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuutta 200 mg l⁻¹ (STM 1352/2015).

Pintaveden kaliumpitoisuudet vaihtelevat välillä 0,4...19,1 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin pitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2, pitoisuus ylittää Suomen yleisimmän kaliumpitoisuuden purovesissä 0,24-4,0 mg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Myös näytteen PI-AIK-1 pitoisuus 12,2 mg l⁻¹ ylittää purovesien yleisen pitoisuuden. Matalin kaliumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1. Pohjaveden kaliumpitoisuudet vaihtelevat välillä 0,3...53,8 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin kaliumpitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2. Kaliumille ei ole asetettu enimmäispitoisuutta talousveden laatuvaatimuksissa.

Pintaveden kalsiumpitoisuudet vaihtelevat välillä 1,4...280,5 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin kalsiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-AIK-1, ja pitoisuus ylittää Suomen purovesien yleisen kalsiumpitoisuuden 1,7-18,0 mg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Purovesien yleinen kalsiumpitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-4 (29,8 mg l⁻¹), PI-KIS-1 (56,1 mg l⁻¹), PI-UUS-1 (113,5 mg l⁻¹) ja PI-UUS-2 (161,6 mg l⁻¹). Pintaveden matalin kalsiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1, jonka pitoisuus alittaa Suomen purovesien yleisen pitoisuuden. Pohjaveden kalsiumpitoisuudet vaihtelevat välillä 9,5...389,2 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin kalsiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2 ja matalin näytteestä PO-AIK-8. Kalsiumille ei ole asetettu enimmäispitoisuutta talousveden laatuvaatimuksissa.

Pintaveden magnesiumpitoisuudet vaihtelevat välillä 0,7...106,3 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin magnesiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-AIK-1, pitoisuus ylittää Suomen

purovesien yleisen magnesiumpitoisuuden 0,6-7,0 mg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Purovesien yleinen magnesiumpitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-4 (29,8 mg l⁻¹), PI-KIS-1 (65,5 mg l⁻¹), PI-UUS-1 (51,0 mg l⁻¹) ja PI-UUS-2 (26,4 mg l⁻¹). Pintaveden matalin magnesiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1. Pohjaveden magnesiumpitoisuudet vaihtelevat välillä 3,1...1436,8 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin magnesiumpitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2 ja matalin näytteestä PO-AIK-8. Magnesiumille ei ole asetettu enimmäispitoisuutta talousveden laatuvaatimuksissa.

Pintaveden rautapitoisuus vaihtelee välillä 0,10...217,96 mg l⁻¹ (Taulukko 4). Suurin rautapitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-1, pitoisuus ylittää noin satakertaisesti Suomen purovesien yleisen rautapitoisuuden 0,06-2,6 mg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Myös näytteen PI-KIS-1 4,94 mg l⁻¹ pitoisuus ja näytteen PI-UUS-2 14,25 mg l⁻¹ pitoisuus ylittää purovesien yleisen pitoisuuden. Pintavesien pienin rautapitoisuus on analysoitu näytteestä PI-AIK-3. Pohjaveden rautapitoisuudet vaihtelevat välillä 0,04...915,74 mg l⁻¹ (Taulukko 6). Pohjaveden suurin rautapitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2 ja pienin rautapitoisuus näytteestä PO-RH-6. Näytepisteen PO-RH-6 tulos alittaa talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuuden 0,2 mg l⁻¹ (STM 1352/2015). Kaikkien muiden näytteiden analyysitulokset ylittävät talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuuden.

Pintaveden sinkkipitoisuus vaihtelee välillä 7,1...36903,5 µg l⁻¹ (Taulukko 4). Suurin sinkkipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-1, pitoisuus ylittää noin tuhatkertaisesti Suomen purovesien yleisen sinkkipitoisuuden 1,5-25,0 µg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Suomen purovesien yleinen sinkkipitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-1 (3951,6 µg l⁻¹), PI-AIK-4 (276,8 µg l⁻¹), PI-KIS-1 (2105,2 µg l⁻¹), PI-KIS-4 (1001,3 µg l⁻¹) ja PI-UUS-2 (6588,3 µg l⁻¹). Pintaveden pienin sinkkipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-AIK-2. Pohjaveden sinkkipitoisuus vaihtelee välillä 6,86...761,44 µg l⁻¹ (Taulukko 6). Pohjaveden suurin sinkkipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-6 ja pienien pitoisuus näytteestä PO-AIK-8. Sinkille ei ole asetettu enimmäispitoisuutta talousveden laatuvaatimuksissa.

6.2.2 Anionit

Pintaveden fluoripitoisuudet vaihtelevat välillä 0,03...2,4 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin fluoripitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2, pitoisuus ylittää Suomen purovesien yleisen fluoripitoisuuden 0,025-0,50 mg l⁻¹. Purovesien yleinen fluoripitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-1 (1,75 mg l⁻¹), PI-KIS-1 (0,7 mg l⁻¹) ja PI-UUS-1 (2,3 mg l⁻¹). Pintavesien pienin fluoripitoisuus on analysoitu näytteestä PI-KIS-4. Pohjaveden fluoripitoisuudet vaihtelevat välillä 0,1...13,2 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin fluoripitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2, pitoisuus ylittää talousvedelle asetetun laatuvaatimuksen enimmäispitoisuuden 1,5 mg l⁻¹ (STM 1352/2015). Myös näytteen PO-RH-6 (5,6 mg l⁻¹) fluoripitoisuus ylittää talousveden laatuvaatimukset. Pienin pitoisuus on analysoitu näytteestä PO-AIK-8.

Pintaveden kloridipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,72...140 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin kloridipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2, pitoisuus ylittää Suomen purovesien yleisen kloridipitoisuuden 0,5-15,0 mg l⁻¹. Purovesien yleinen pitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-1 (21,8 mg l⁻¹), PI-KIS-1 (15,1 mg l⁻¹) ja PI-UUS-1 (32,2 mg l⁻¹). Pintavesien pienin kloridipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-KIS-4. Pohjaveden kloridipitoisuudet vaihtelevat välillä 5,5...54,8 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin kloridipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2 ja pienin pitoisuus on näytteestä PO-AIK-8. Pitoisuudet eivät ylitä talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuutta 250 mg l⁻¹ (STM 1352/2015).

Pintaveden nitraattipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,0...21,6 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin nitraattipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2, pitoisuus ylittää Suomen purovesien yleisen nitraattipitoisuuden 0,2-3,0 mg l⁻¹. Pienin nitraattipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1. Pohjaveden nitraattipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,3...16,2 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin nitraattipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-6 ja pienin pitoisuus on näytteestä L-UUS-1. Pitoisuudet eivät ylitä talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuutta 50,0 mg l⁻¹ (STM 1352/2015).

Pintaveden sulfaattipitoisuudet vaihtelevat välillä 2,6...1524,1 mg l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin sulfaattipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-1, pitoisuus ylittää Suomen purovesien yleisen sulfaattipitoisuuden 1,0-35,0 mg l⁻¹. Purovesien yleinen

sulfaattipitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-AIK-1 (1441,0 mg l⁻¹), PI-AIK-4 (240,2 mg l⁻¹), PI-KIS-1 (478,2 mg l⁻¹) ja PI-UUS-2 (858,4 mg l⁻¹). Pienin sulfaattipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1. Pohjaveden sulfaattipitoisuudet vaihtelevat välillä 20,8...8865,8 mg l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin sulfaattipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-2, pitoisuus ylittää talousvedelle asetetun laatuvaatimuksen enimmäispitoisuuden 250 mg l⁻¹ (STM 1352/2015). Myös näytteiden PO-RH-6 (6133,2 mg l⁻¹) ja PO-KIS-3 (1257,2 mg l⁻¹) pitoisuudet ylittävät talousveden laatuvaatimukset. Pienin pitoisuus on analysoitu näytteestä PO-AIK-8.

Pintaveden alkaliteetti eli bikarbonaattipitoisuus vaihtelee välillä 0...0,83 mmol l⁻¹ (Taulukko 5). Suurin bikarbonaattipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2. Bikarbonaattipitoisuudeksi tulokseksi saatiin 0,00 mmol l⁻¹ näytteissä PI-SUO-1, PI-KIS-1 ja PI-UUS-1, pitoisuudet ovat alle Suomen purovesien yleisen bikarbonaattipitoisuuden 0,01-1,00 (Lahermo et al. 1996). Pohjaveden bikarbonaattipitoisuudet vaihtelevat välillä 0,14...4,64 mmol l⁻¹ (Taulukko 7). Pohjaveden suurin bikarbonaattipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-RH-6 ja pienin pitoisuus on mitattu näytteestä PO-AIK-8. Bikarbonaatille ei ole asetettu enimmäispitoisuutta talousveden laatuvaatimuksissa.

6.2.3 Raskasmetallit

Pintaveden kuparipitoisuus vaihtelee välillä 0,84...12220,21 µg l⁻¹ (Taulukko 4). Suurin kuparipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-1, pitoisuus ylittää noin viisituhattakertaisesti Suomen purovesien yleisen kuparipitoisuuden 0,17-2,35 µg l⁻¹ (Lahermo et al. 1996). Suomen purovesien yleinen kuparipitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-KJ-1 (2,66 µg l⁻¹), PI-AIK-1 (7,68 µg l⁻¹), PI-KIS-1 (29,82 µg l⁻¹), PI-KIS-4 (44,39 µg l⁻¹) ja PI-UUS-2 (676,71 µg l⁻¹). Pintaveden pienin kuparipitoisuus on analysoitu näytteestä PI-SUO-1. Pohjaveden kuparipitoisuus vaihtelee välillä 0,12...1,03 µg l⁻¹ (Taulukko 6). Pohjaveden suurin kuparipitoisuus on analysoitu näytteestä PO-KIS-3 ja pienin näytteestä PO-RH-2. Pitoisuudet eivät ylitä talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuutta 2 µg l⁻¹.

Pintaveden lyijypitoisuus vaihtelee välillä 0,03...7,75 µg l⁻¹ (Taulukko 4). Suurin lyijypitoisuus on analysoitu näytteestä PI-KIS-1, pitoisuus ylittää noin kymmenenkertaisesti Suomen purovesien yleisen sinkkipitoisuuden 0,08-0,8 µg l⁻¹

(Lahermo et al. 1996). Suomen purovesien yleinen lyijypitoisuus ylittyy myös näytteissä PI-SUO-1 ($1,86 \mu\text{g l}^{-1}$) ja PI-UUS-1 ($3,11 \mu\text{g l}^{-1}$). Pintaveden pienin lyijypitoisuus on analysoitu näytteestä PI-UUS-2. Pohjavesien lyijypitoisuus vaihtelee välillä $0,0 \dots 0,14 \mu\text{g l}^{-1}$ (Taulukko 6). Suurin pitoisuus on analysoitu näytteestä PO-AIK-1 ja nollatulokset näytteistä PO-RH-6 ja PO-KIS-3. Pitoisuudet eivät ylitä talousveden laatuvaatimusten enimmäispitoisuutta $10 \mu\text{g l}^{-1}$.

7. TULOSTEN TARKASTELU

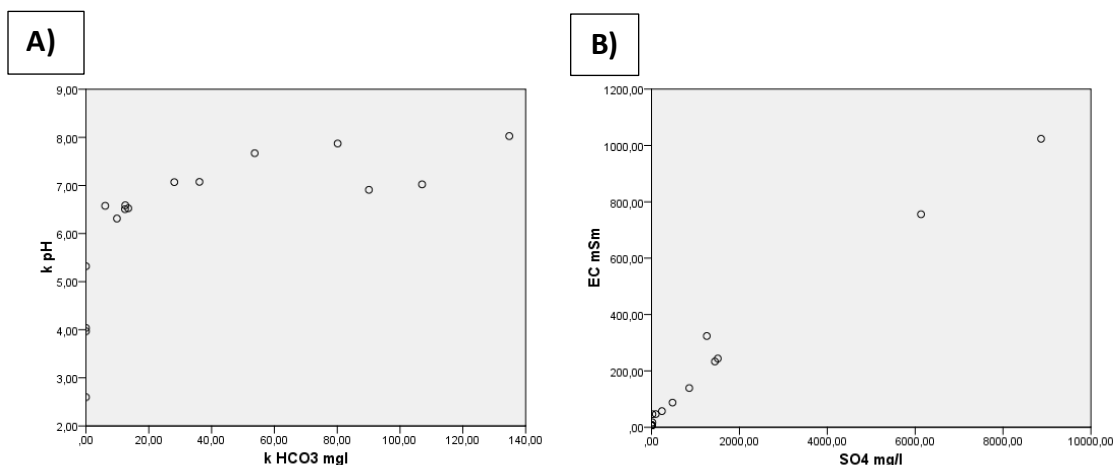
7.1 Jaottelu puhtaisiin ja kaivosvaikutuksen omaaviin vesiin

7.1.1 Spearmanin korrelaatio, klusterianalyysi ja Piper-diagrammi tarkastelu

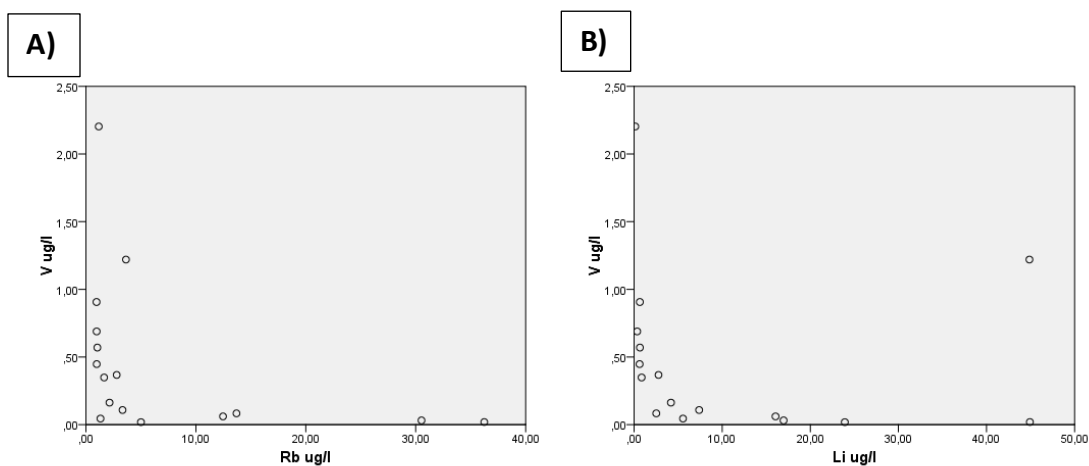
SPSS-ohjelmalla tarkasteltiin kaikkia vuoden 2016 tutkimustuloksia, ja muuttujia vertailtiin käyttäen Spearmanin korrelaatioita. Korrelaatio on vahva, kun korrelaatiokerroin on lähellä yhden itseisarvoa ja tilastollisesti merkitsevää, kun $P < 0,05$ (Ranta et al. 1991, Reunamo 2016). Spearmanin korrelaatiokertoimet ovat liitteessä 1. Erityisen vahvasti keskenään korreloivat esimerkiksi sulfaatti ja sähkönjohtavuus sekä pH ja HCO_3 (Taulukko 9, Kuva 17). Vaikka pH ja HCO_3 korreloivatkin toistensa kanssa, niin pitoisuudet eivät asetu lineaarisesti sirontakuvioon (Kuva 17A). Sitä vastoin sulfaatti ja sähkönjohtavuus korreloivat vahvasti, ja pitoisuudet muodostavat lineaarisen trendin (Kuva 17B). HCO_3 :n ja pH:n korrelaatiokerroin on 0,90 ja sulfaatin ja sähkönjohtavuuden korrelaatiokerroin on 0,97. Myös EC, Na, K, Ca, Mg, F, Cl, NO_3 , SO_4 , Li, Mn, Rb, Sr ja U korreloivat erittäin hyvin keskenään. EC korreloi myös mangaanin, rubidiumin, strontiumin ja uraanin kanssa. Vanadiini korreloi negatiivisesti strontiumin (-0,77), rubidiumin (-0,71) ja litiumin (-0,68) kanssa (Kuva 18).

Taulukko 9. Esimerkki Spearmanin korrelaatiosta bikarbonaatin ja pH:n välillä. Aijalan kaikki tulokset ovat liitteessä 2. N = näytteiden lukumäärä. ** Korrelaatio on merkittävä tasolla 0.01 (2-tailed).

Spearmanin korrelaatio	$\text{HCO}_3 \text{ mg l}^{-1}$	Korrelaatiokerroin	$\text{HCO}_3 \text{ mg l}^{-1}$	pH
		P-arvo	1,000	0,898**
		N	16	16
	pH	Korrelaatiokerroin	0,898**	1,000
		P-arvo	0,000	
		N	16	16

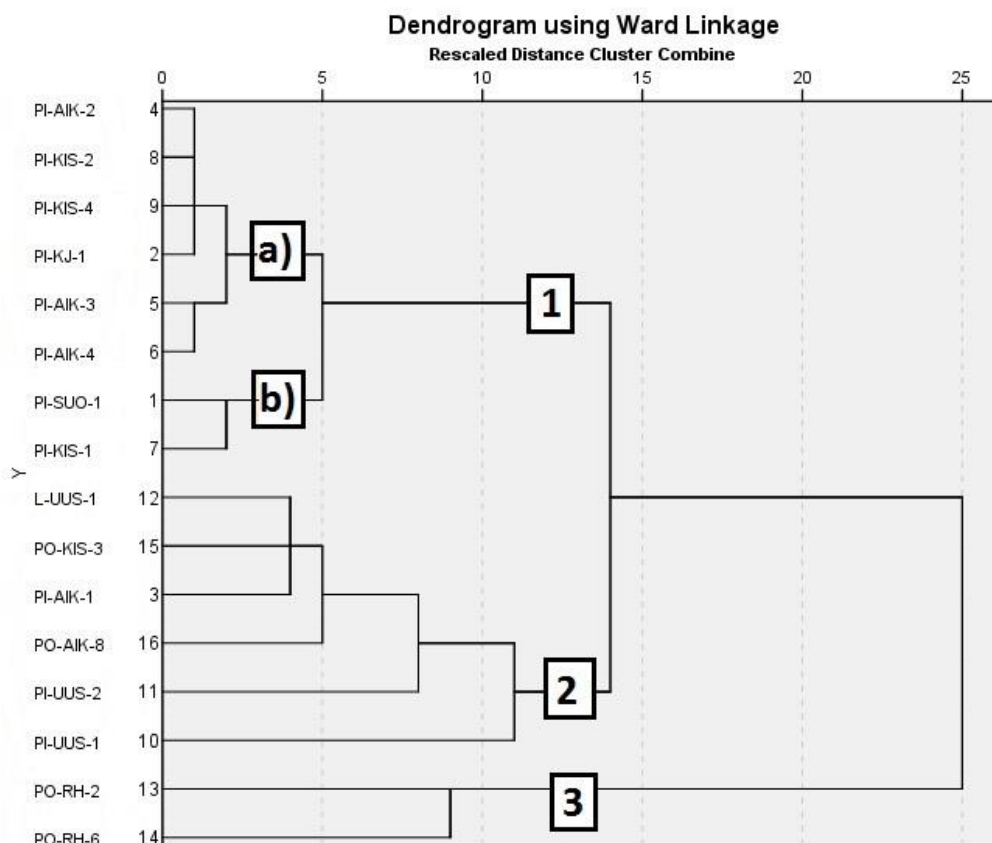


Kuva 17. A) Sirontakuvio pH:n ja bikarbonaatin korrelaatiosta. B) Sirontakuvio sähkönjohtavuuden ja sulfaatin korrelaatiosta



Kuva 18. A) Sirontakuvio vanadiinin ja rubidiumin korrelaatiosta. B) Sirontakuvio vanadiinin ja litiumin korrelaatiosta. Vanadiinin pitoisuuden kasvaessa rubidiumin ja strontiumin pitoisuudet laskevat.

Koska sulfaattipitoisuus on erittäin hyvä indikaattori tarkastellessa kaivosvaikutusta vesissä (Heikkinen et al. 2002, Räisänen et al. 2005), tehtiin sulfaatista ja sen kanssa korreloivista muuttujista (EC, Na, K, Ca, Mg, F, Cl, NO₃, Li, Si, Mn, Fe, Zn, As, Rb, Sr, U) klusterianalyysi (hierarkinen klusterianalyysi, Wardin menetelmä, Euclidean etäisyys) SPSS-ohjelmalla. Analyysiin päätettiin ottaa mukaan myös pH, vaikka se ei korreloikaan sulfaatin kanssa vahvasti. Analyysin mukaan vedet voidaan jakaa kolmeen pääryhmään; 1a) puhtaimmat pintavedet, 1b) suovaikutuksen omaavat vedet, 2) kontaminoidut pinta- ja pohjavedet ja 3) erittäin kontaminoidut pohjavedet (Kuva 19). Ryhmään yksi kuuluvat näytteet PI-AIK-2, PI-KIS-2, PI-KIS-4, PI-KJ-1, PI-AIK-3 ja PI-AIK-4), ryhmään kaksi kuuluvat näytteet L-UUS-1, PO-KIS-3, PI-AIK-1, PO-AIK-8, PI-UUS-2 ja PI-UUS-1 sekä ryhmään kolme kuuluvat PO-RH-2 ja PO-RH-6.



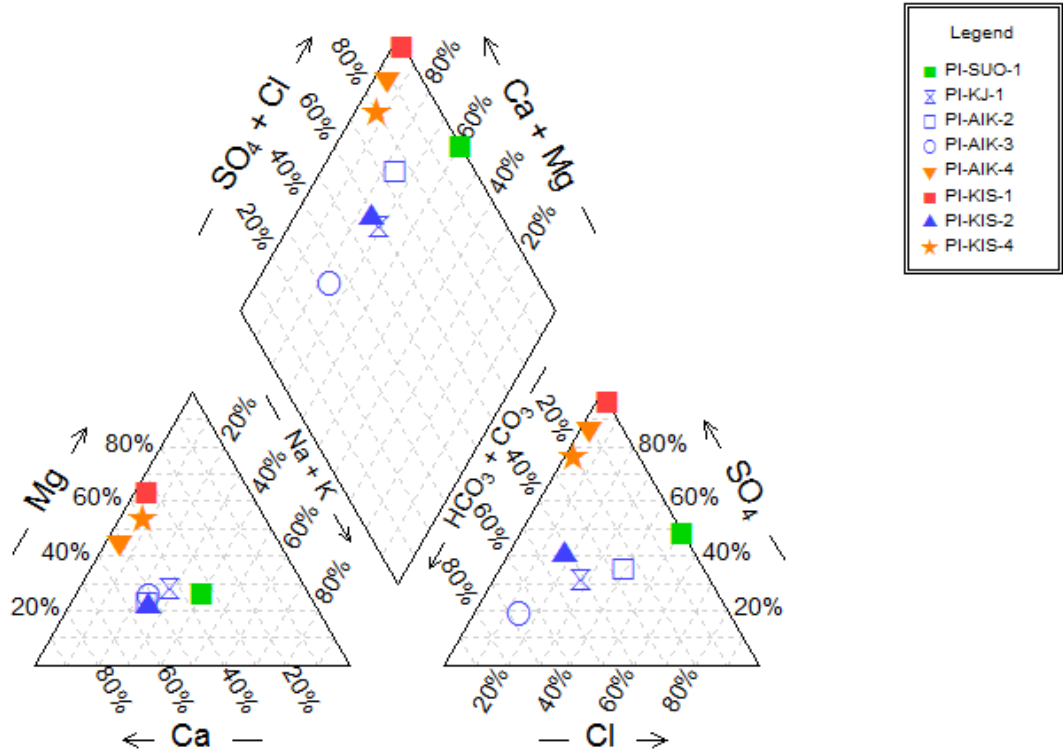
Kuva 19. Aijalan vesinäytteiden SPSS-ohjelmalla tehty dendrogrammi. 1a) puhtaimmat pintavedet, 1b) pintavedet, joissa suovaikutusta, 2) kontaminoidut pinta- ja pohjavedet ja 3) erittäin kontaminoidut pohjavedet.

Pintavesien pääionien (Na, K, Ca, Mg, Fe, Zn, NO_3 , SO_4 ja HCO_3) pitoisuudet sekä EC ja pH syötettiin AqQA-ohjelmaan, jolla luotiin Piper-diagrammit (Kuva 20 ja 21). AqQA-ohjelman avulla määritettiin myös jokaisen näytteen vesityyppi (Taulukko 10). Tutkitut vesinäytteet ovat pääasiassa Ca-SO_4 , Mg-SO_4 ja Ca-HCO_3 vesiä. Poikkeuksena vallitseviin vesityyppeihin ovat näytteiden PI-UUS-1 (Fe-SO_4), PI-SUO-1 (H-Cl) ja PI-AIK-2 (Ca-Cl) vedet.

Taulukko 10. Aijalan näytteistä AqQA-ohjelmalla määritetyt vesityypit.

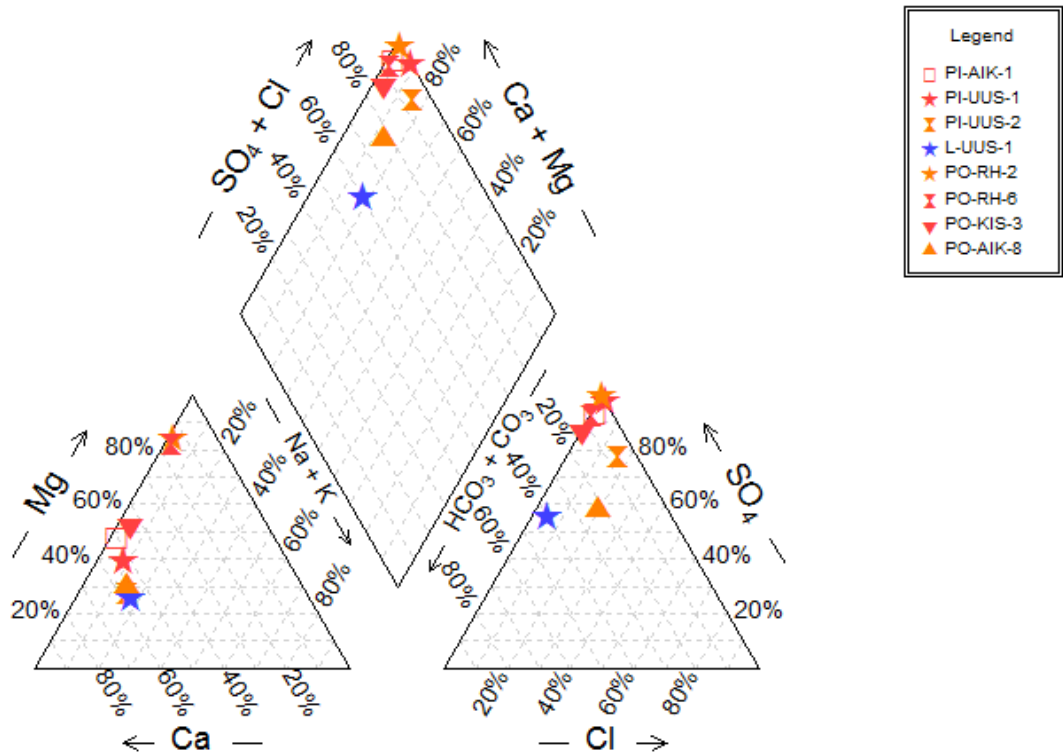
Näyte	Vesityyppi	Näyte	Vesityyppi	Näyte	Vesityyppi
PI-KIS-1	Mg-SO_4	PI-AIK-1	Ca-SO_4	PI-SUO-1	H-Cl
PI-KIS-4	Mg-SO_4	PI-AIK-4	Ca-SO_4	PI-AIK-2	Ca-Cl
PO-RH-2	Mg-SO_4	PI-UUS-2	Ca-SO_4	PI-AIK-3	Ca-HCO_3
PO-RH-6	Mg-SO_4	L-UUS-1	Ca-SO_4	PI-KJ-1	Ca-HCO_3
PO-KIS-3	Mg-SO_4	PO-AIK-8	Ca-SO_4	PI-KIS-2	Ca-HCO_3
PI-UUS-1	Fe-SO_4				

Ryhmät 1a ja 1b



Kuva 20. AqQA-ohjelmalla tehty Piper-diagrammi Aijalan vesinäytteistä. 1a) puhtaimmat pintavedet, 1b) pintavedet, joissa suovaikutusta.

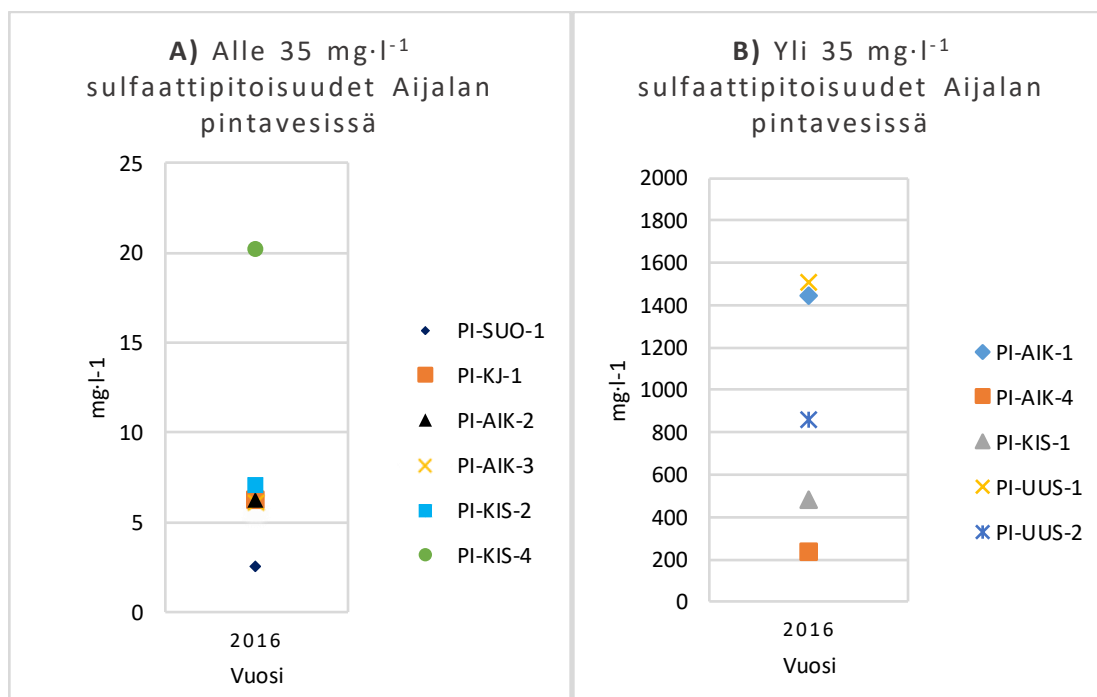
Ryhmät 2 ja 3



Kuva 21. AqQA-ohjelmalla tehty Piper-diagrammi Aijalan vesinäytteistä. 2) kontaminoidut pinta- ja pohjavedet ja 3) erittäin kontaminoidut pohjavedet.

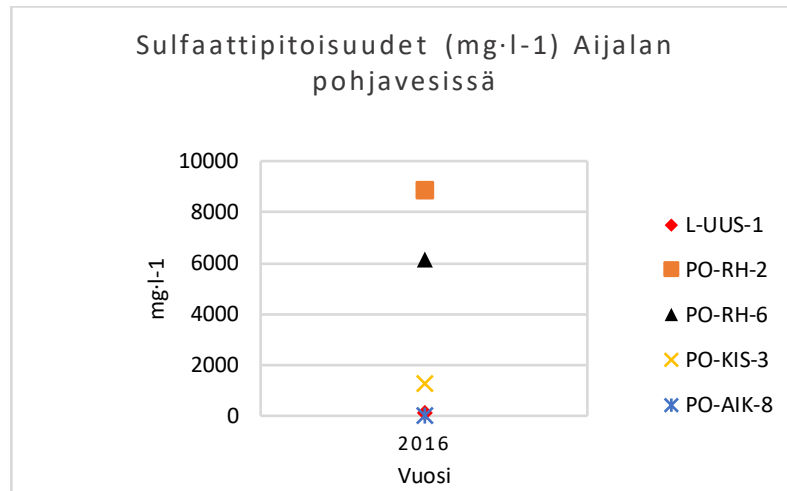
7.1.2 Sulfaattipitoisuuden tarkastelu

Pelkästään sulfaattipitoisuuden perusteella pintavedet voidaan jakaa kaivosvaikutuksen omaaviin vesiin ja puhtaisiin vesiin, joissa ei näy kaivosvaikutusta. Kuvassa 22 näytteenottopisteet on jaettu kahteen ryhmään: yli Suomen yleisten purovesien oleviin SO_4 -pitoisuuksiin ja Suomen purovesien yleistä pitoisuutta vastaaviin SO_4 -pitoisuuksiin. Kuvassa 22B on listattuna kaivosvaikutuksen omaavat pintavedet ja 22A Suomen puroille sulfaattipitoisuuksiltaan tyypilliset pintavedet. Pintavesistä määritettiin erittäin korkeita sulfaattipitoisuuksia pisteistä PI-UUS-1 ($1508,60 \text{ mg l}^{-1}$), PI-AIK-1 ($1441,00 \text{ mg l}^{-1}$) ja PI-UUS-2 ($858,40 \text{ mg l}^{-1}$).



Kuva 22. Aijalan pintavesien sulfaattipitoisuudet verrattuna Suomen purovesien yleiseen suurimpaan pitoisuuteen (35 mg l^{-1}). (Lahermo et al. 1996). A) Alle 35 mg l^{-1} olevat sulfaattipitoisuudet B) Yli 35 mg l^{-1} olevat sulfaattipitoisuudet

Kuvan 23 mukaan pohjavesissä suurin kaivosvaikutus näkyy rikastushiekka-alueen pohjavesiputkissa PO-RH-2 ($8\,865,8 \text{ mg l}^{-1}$) ja PO-RH-6 ($6133,2 \text{ mg l}^{-1}$). Talousveden laatuvaatimusten mukaan pohjaveden sulfaattipitoisuus saisi olla enintään 250 mg l^{-1} (STM 1352/2015), ainoastaan PO-AIK-8 ($20,8 \text{ mg l}^{-1}$) ja L-UUS-1 ($95,5 \text{ mg l}^{-1}$) alittavat tämän pitoisuuden.



Kuva 23. Aijalan pohjavesien sulfaattipitoisuudet.

Pohjaveden sulfaattipitoisuudet ovat noin kymmenen kertaa korkeammat kuin pintavesien sulfaattipitoisuudet. Pohjavedet sisältävät enemmän liuenneita aineita kuin pintavedet, koska veden vaihtuvuus on hitaampaa kuin pintavesillä. Sulfaattipitoisuuksien perusteella uusissa näytepisteissä PI-UUS-1 ja PI-UUS-2 sekä näytepisteessä PI-AIK-1 voi havaita pohjavesivaikutusta. Sulfaattipitoisuustarkastelun jälkeen näytteet PI-KIS-1 ja PI-AIK-4 voidaan luokitella klusterianalyysin ryhmään 2) kontaminoidut pintavedet.

7.2 Puhtaat pintavedet

Ionipitoisuuksien perusteella pintavesinäytteet PI-KIS-2, PI-AIK-2, PI-AIK-3, PI-KJ-1, PI-SUO-1 edustavat puhtaita pintavesiä. Näyte PI-KIS-4 voidaan luokitella myös puhtaaksi vedeksi, mutta näytepisteen tuloksia tarkastellaan vasta Kiskonjokeen laskevan puron yhteydessä. Puhtaiden vesien tarkasteluun on otettu mukaan Sipilän 1990-luvun ja Turun yliopiston 2000-luvun näytteenottotulokset (Liite 2). Näytetunnukset voi katsoa kuvasta 10 s. 26.

7.2.1 Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen laskeviin puroihin liittyvät vedet

Kiskonjokeen laskevaan puroon liittyy vesiä lännestä laajalta alueelta. Tutkimustulosten mukaan Kiskonjokeen laskevaan puroon liittyvä sivuhaara (PI-KIS-2, PI-13) edustaa

pitoisuuksiltaan tavanomaisia purovesiä Suomessa (Lahermo et al. 1996). Veden pH on välillä 6,22-6,49 ja sähkönjohtavuus 4,6-9,9 mS m⁻¹. Puroon laskee vesiä myös idästä, mutta vain yhdestä ojasta (PI-14) on otettu näytteitä. Vuosien 2007 (900 mg l⁻¹) ja 2008 (110 mg l⁻¹) ojan (PI-14) veden sulfaattipitoisuudet ylittävät purovesien yleisen maksimipitoisuuden 35 mg l⁻¹. Vuonna 2016 ojan (PI-14) vettä ei päästy tutkimaan, koska oja oli pohjaan asti jäässä. Puron kohonnut sulfaattipitoisuus voi johtua kaivosalueelta purkautuvista vesistä.

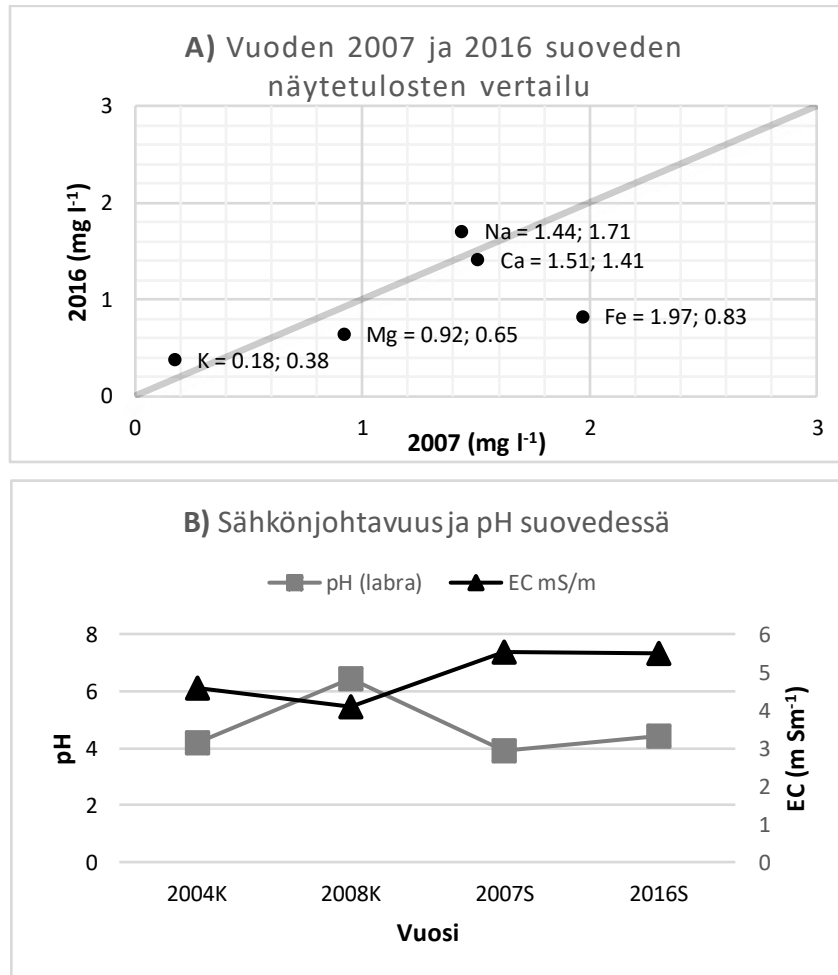
Aikolanlahteen laskevaan puroon yhtyy puhtaita vesiä kaakosta (PI-AIK-2, PI-19) ja luoteesta (PI-AIK-3, PI-18). Pääionikoostumukseltaan vedet eroavat hieman toisistaan. PI-AIK-2 pisteen puron vesi on Ca-Cl vettä ja PI-AIK-3 pisteen puron vesi on Ca-HCO₃ vettä. PI-AIK-2 vedessä on todennäköisesti paljon klorideja, koska vedessä on vähän liuenneita ioneja (Kuva 16). Liuenneiden ionien vähäisyys voi viitata suolta purkautuviin vesiin. Näytteen PI-AIK-2 alumiinipitoisuus on hieman Suomen purovesien yleistä alumiinipitoisuutta 20-250 µg l⁻¹ korkeampi (255 µg l⁻¹) ja alkaliteetti yleistä 0,5-1,0 mmol l⁻¹ alhaisempi (0,15 mmol l⁻¹). Muutoin molemmat näytteet vastaavat tavanomaisia puroveden pitoisuuksia Suomessa (Lahermo et al. 1996).

7.2.2 Kiskonjoen vesi ja suolta tulevat vedet

Kiskonjoen vedestä on otettu kuusi kertaa näytteitä (PI-17) ennen tätä tutkimusta. Kiskonjoki on Ca-HCO₃ vettä (PI-KJ-1). Joen pääionikoostumus on pysynyt suurin piirtein samana 1990-luvulta vuoteen 2016. Nitraattipitoisuuksissa voidaan havaita pieni nousu keväällä 2004 (7,9 mg l⁻¹), 2005 (5,2 mg l⁻¹) ja syksyllä 2008 (4,0 mg l⁻¹). Muina mittausajankohtina nitraattipitoisuus on ollut välillä 0,1...1,3 mg l⁻¹. Tutkimuksissa sulfaattipitoisuus on ollut 6,2...13,00 mg l⁻¹, mikä vastaa tavanomaisia sulfaattipitoisuuksia purovedessä (Lahermo et al. 1996). Muidenkin pääionipitoisuuksien perusteella Kiskonjoki voidaan luokitella puhtaaksi vedeksi. Esimerkiksi natriumpitoisuus on 3,3...11,6 mg l⁻¹ ja kloridipitoisuus 4,1...7,5 mg l⁻¹. Kentällä mitattu sähkönjohtavuus joessa on vaihdellut välillä 7,3...9,3 mS m⁻¹. Kiskonjoen vesi laimentaa rikastushiekka-alueelta tulevan puroveden pitoisuuksia.

Näytteen PI-SUO-1 tulokset ovat samaa luokkaa kuin vuonna 2007 Turun yliopiston suorittamissa analyyseissa (Kuva 24A). Vuonna 2007 suoveden kloridipitoisuus oli 13,5

m mg l^{-1} ja vuonna 2016 se oli $2,0 \text{ mg l}^{-1}$. Näytteen PI-SUO-1 pH ja sähkönjohtavuus on esitetty kuvassa 24B. Näytteenoton tulosten mukaan suolta purkautuu rikastushiekka-alueelle tavanomaisia, suolle tyypillisiä happamia humuspitoisia vesiä (H-Cl). Turpeen sisältämien humushappojen vuoksi suolta purkavat vedet ovat happamia.

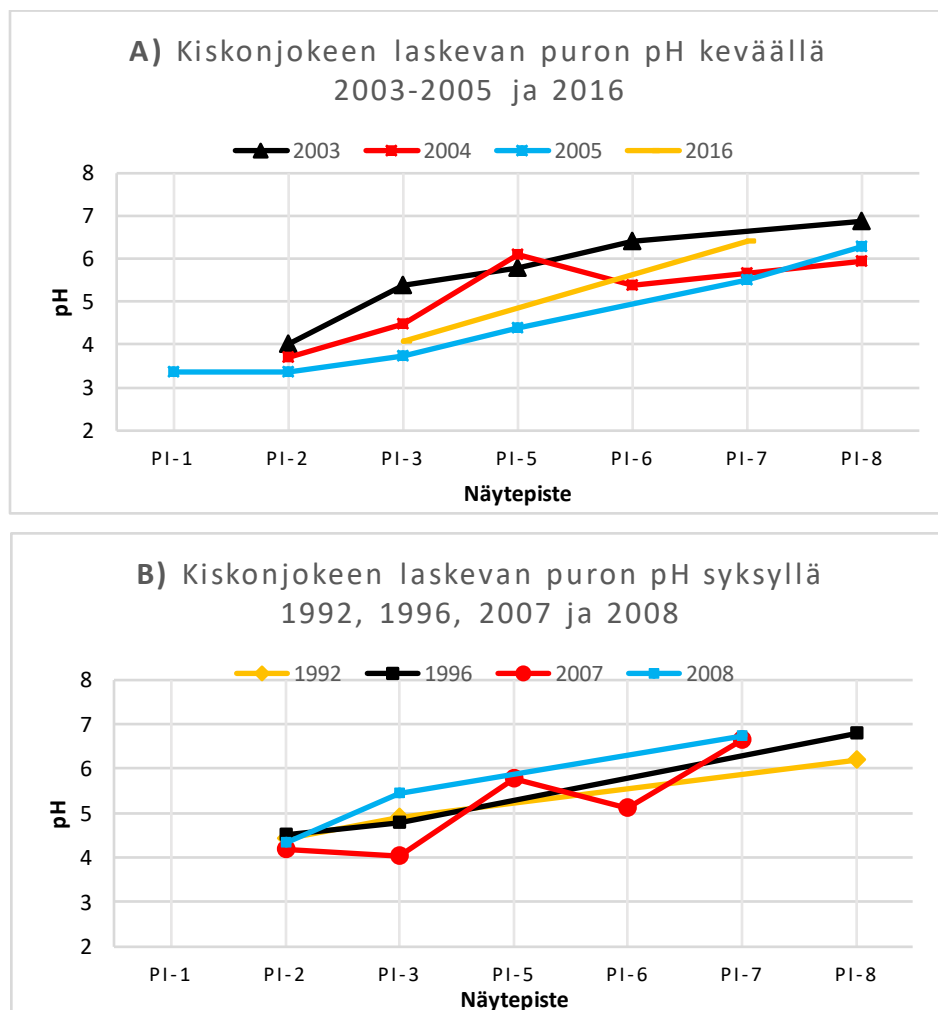


Kuva 24. A) Vuoden 2007 ja 2016 suoveden ionipitoisuuksien vertailu. B) Suolta rikastushiekka-alueelle valuvien vesien sähkönjohtavuus ja pH vuonna 2016.

Rikastushiekka-alue voi lisätä ainoastaan pölyämisen johdosta suovesien happamuutta, koska valunta tapahtuu suolta rikastushiekka-alueelle. Kuitenkaan suoveden metallipitoisuudet eivät ole koholla, joten todennäköisesti laajamittaista pölyämistä ei rikastushiekka-alueelta suolle tapahdu. Happamien vesien valuminen rikastushiekka-alueelle nopeuttaa ARD:n muodostumista ja mahdollistaa ferriraudan liukenemisen ($\text{pH} < 4$).

7.3 Kiskonjokeen laskevan puron Fe-, Cu-, Zn- ja Pb-pitoisuudet

Kiskonjokeen laskevan puron vesiä on tutkittu useasti (mm. Sipilä 1994, 1996, Räisänen et al. 2005). Näytteitä on otettu tutkimuksen näytteenoton lisäksi syksyllä 1992, 1996, 2007 ja 2008 sekä keväällä 2003, 2004 ja 2005. Metallipitoisuudet purossa ovat pääsääntöisesti yli purovesien yleisten maksimipitoisuuksien (Lahermo et al. 1996). Koska metallien saostuminen riippuu pH:sta (Lewis 2010), tarkasteltiin myös pH:n muutosta Kiskonjokeen virtaavassa purossa (Kuva 25). Vuoden 2016 näytteiden tarkastelussa ei ole huomioitu alle määrittäysrajan olevia tuloksia.



Kuva 25. pH:n käyttäytyminen A) keväällä ja B) syksyllä Kiskonjokeen virtaavassa purossa.

Yleisesti pH on noussut puron yläjoukselta alajuoksulle. Kevällä 2004 ja syksyllä 2007 pH on laskenut puron keskivaiheen jälkeen pisteestä PI-5 pisteeseen PI-6 ja keväällä 2003 veden pH on laskenut pisteestä PI-3 pisteeseen PI-5. Puron keskivaiheen pH muutokset

viittaavat ARD-lähteeseen, eli mahdollisesti pisteen PI-5 kohdalla on yhteys länsimalmin kaivoskuiluun. Keväällä 2016 ei puron keskivaiheilta (PI-5) otettu näytettä. Syksyllä 1992 ja 1996 pH on noussut puron yläjuoksulta alajuoksulle. Kyseisinä vuosina ei puron keskivaiheelta otettu näytteitä, joten mahdollista länsimalmin kaivosvaikutusta ei voi arvioida.

Tutkimuksessa päätettiin tarkastella neljää suurinta kuormittavaa metallia; rautaa, kuparia, sinkkiä ja lyijyä, joista kupari ja sinkki ovat olleet louhituimmat alkuaineet Aijalan ja Metsämontun kaivoksista. Rauta, sinkki ja kupari ovat pieninä pitoisuuksina tärkeitä eliöille ja kasveille, mutta suurina pitoisuuksina niistä tulee myrkyllisiä (Lahermo et al. 1996). Lyijy on erittäin haitallinen ympäristömyrkky, joka ei edes pieninä pitoisuuksina ole tärkeä hivenaine. Lyijyn myrkyllinen vaikutus kasveihin on kuitenkin pienempi kuin suurilla kuparipitoisuuksilla (Lahermo et al. 1996).

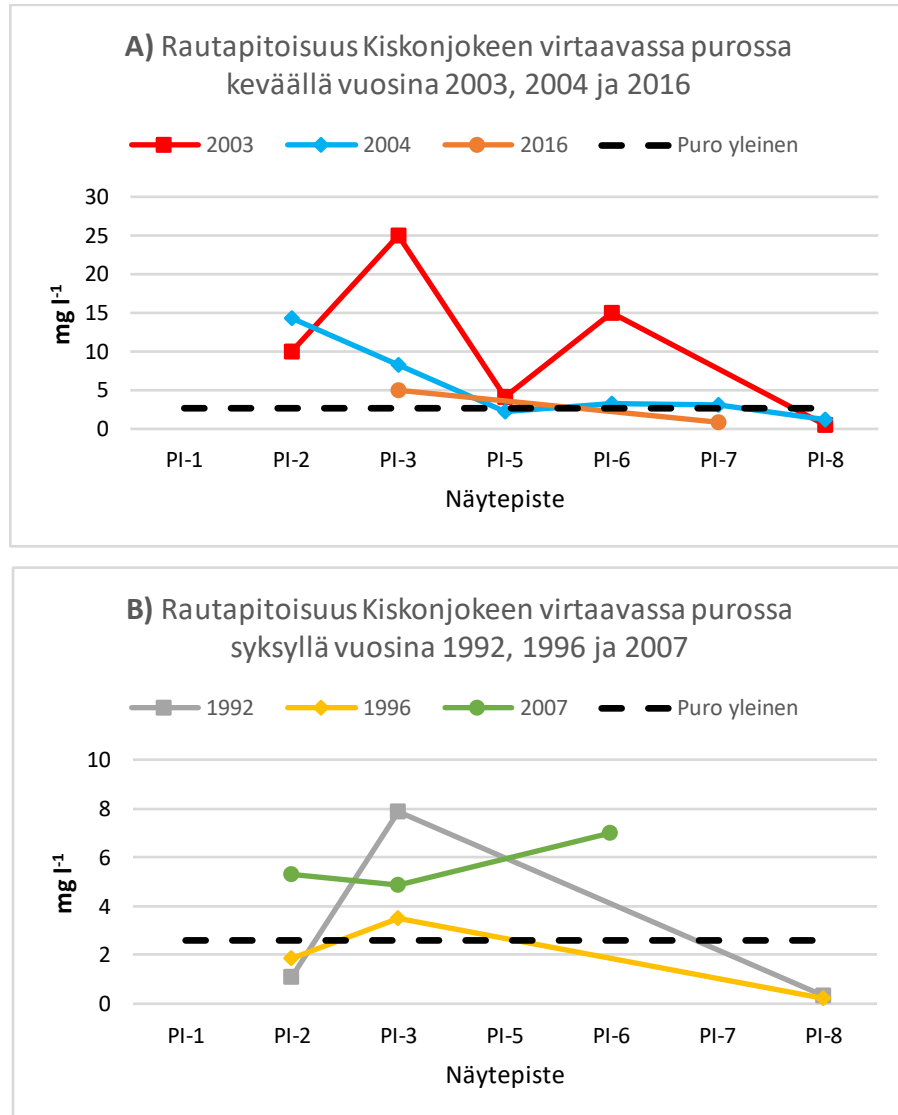
7.3.1 Rauta (Fe)

Kuvan 26 perusteella puroveden rautapitoisuus on suurimmillaan heti rikastushiekka-alueen ulkopuolella pisteessä PI-3 (3,5...25 mg l⁻¹). Puron puolivälissä pisteessä PI-5 rautapitoisuudet ovat lähteneet laskuun (2,1...4,0 mg l⁻¹), mutta nousevat näytteenottopisteessä PI-6 (0,8...15,0). Rautapitoisuuden muutoksen syynä voi olla mahdollinen yhteys länsimalmin kaivoskuiluun puron puolivälin (PI-5) kohdalla. Rautapitoisuuksien väheneminen todennäköisesti johtuu laimentumisesta. Vähän ennen mittauspistettä PI-5, puroon liittyy oja (näytepiste PI-KIS-2, PI-13), joka tuo puhdasta vettä laajalta alueelta. Veden pH:n noustessa rautaa pääse myös saostumaan ojan pohjalle.

Tulosten perusteella eniten kuormitusta tapahtuu keväisin, mutta myös syksyllä pitoisuudet puron yläjuoksulla (P-3) ylittävät Suomen puroveden yleisen rautapitoisuuden (0,06-2,6 mg l⁻¹) (Lahermo et al. 1996). Rikastushiekka-alueen lammessa (PI-2) syksyllä 1992 ja 1996 pitoisuudet ovat Suomen purovesien yleisen rautapitoisuuksien tasolla. Myös kevään 2004 näytteestä PI-5 ja 2016 näytteestä PI-6 on analysoitu Suomen purovesien yleisellä tasolla olevia rautapitoisuuksia.

Keväällä ja syksyllä päästään puron loppupäässä (PI-8) tavanomaisten purovesien rautapitoisuuksien tasolle, joka johtuu puroon yhtyvien sivuhaarojen laimentavasta

vaikutuksesta sekä pH:n nousun tuomasta raudan saostumisesta. Voi myös olla, että pisteeseen PI-8 on päässyt vaikuttamaan jo Kiskonjoessa virtaava vesi, joka laimentaa rautapitoisuutta.

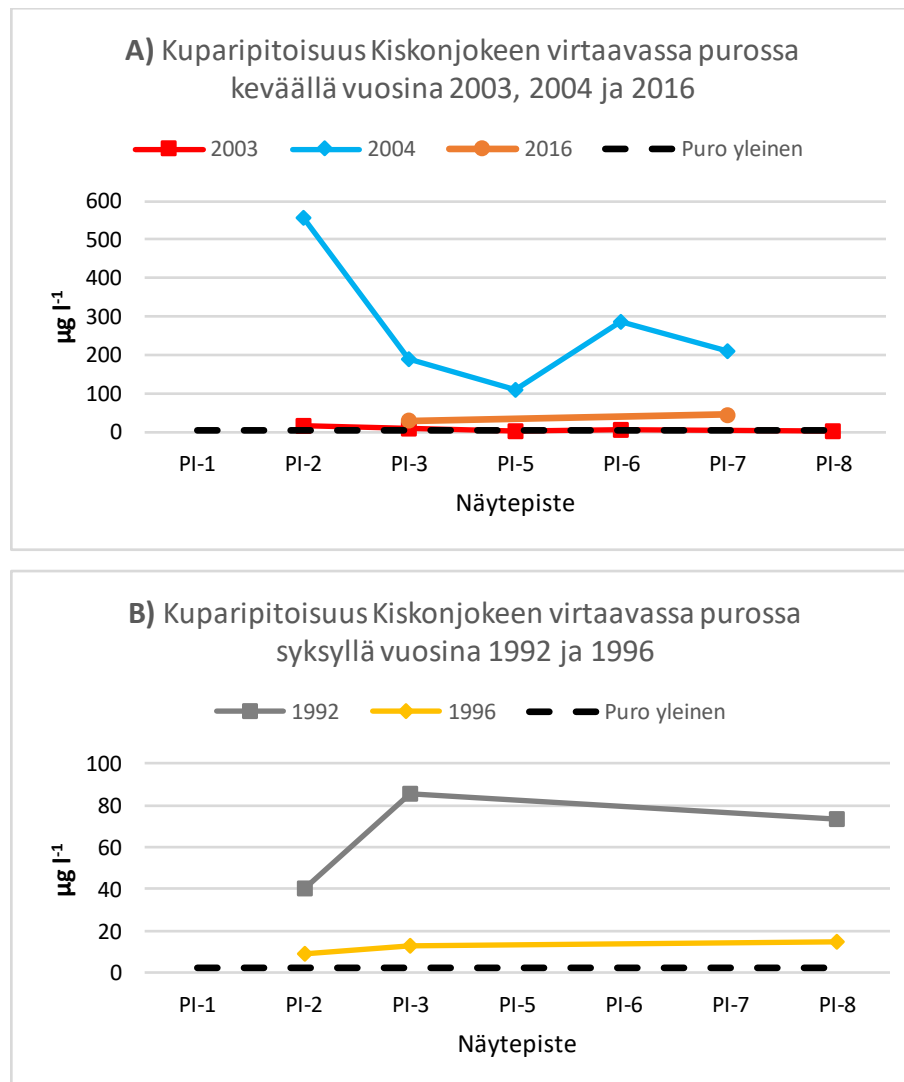


Kuva 26. A) Näytteenotto on tehty keväällä B) Näytteenotto on tehty syksyllä. Rautapitoisuuden käyttäytyminen puron eri vaiheissa. Pitoisuudet on saatu yhdistämällä Sipilän, Turun yliopiston ja tämän tutkimuksen tulokset, ja laskemalla niistä mediaanipitoisuudet. PI-2 on rikastushiekka-alueen päällä oleva lampi, PI-3 on puron yläjuoksu ja PI-8 puron alajuoksu.

Suuret rautapitoisuudet johtuvat rikastushiekan sisältämien sulfidien (mm. rikkikiisun ja kuparikiisun) hapettumisesta. Tarkastelun perusteella rautapitoisuudet eivät muodosta ongelmaa Kiskonjokeen, mutta kuormittavat purovettä ja -sedimenttiä.

7.3.2 Kupari (Cu)

Kuvan 27 mukaan kuparipitoisuus on suurimmillaan vuoden 2004 keväällä rikastushiekka-alueen lammessa ($287 \mu\text{g l}^{-1}$), samana vuonna puron yläjuoksulla rikastushiekka-altaan ulkopuolella kuparipitoisuus on ollut $191 \mu\text{g l}^{-1}$, mistä pitoisuus on laskenut puron puoleen väliin pisteeseen PI-5 ($109 \mu\text{g l}^{-1}$). Tämän jälkeen pitoisuus on noussut pisteeseen PI-6 ($287 \mu\text{g l}^{-1}$), minkä jälkeen pitoisuus on taas laskenut. Myös vuonna 2016 voi havaita kuparipitoisuuden nousun puron yläjuoksulta pisteeseen PI-7, mutta nousu ei ole yhtä jyrkkä kuin vuonna 2004. Tulokset viittaavat kuormittavaan lähteeseen pisteiden PI-3 ja PI-5 välillä, joka todennäköisesti on länsimalmin kaivoskuilu.



Kuva 27. A) Näytteenotto on tehty keväällä B) Näytteenotto on tehty syksyllä. Kuparipitoisuuden käyttäytyminen puron eri vaiheissa. Pitoisuudet on saatu yhdistämällä Sipilän, Turun yliopiston ja tämän tutkimuksen tulokset, ja laskemalla niistä mediaanipitoisuudet. PI-1 ja PI-2 ovat rikastushiekka-alueen päällä olevat lammet, PI-3 on puron yläjuoksu ja PI-8 puron alajuoksu.

Syksyn 1992 ja 1996 kuparipitoisuudet nousevat heti puron yläjuoksulla, minkä jälkeen näytteitä on otettu vain puron suulta. Tämän perusteella kyseisiltä vuosilta ei voi tehdä johtopäätöksiä kuparipitoisuuden käytöksestä purossa kuin yleisellä tasolla. Vuodesta 2003 vuoteen 2004 kuparipitoisuudet nousevat huomattavasti kaikissa mittauspisteissä. Vuodet 2002-2003 olivat todella vähäsateisia, joten todennäköisesti valuntaa ei syntynyt paljoa ja alueen vedet pääsivät kuormittumaan ARD:n lisääntyessä ja kuparin liuetessa vesiin. Kuivien vuosien 2002-2003 jälkeen pitoisuudet purovedessä ovat lähteneet laskuun, todennäköisesti sadannan ja sitä kautta valunnan lisääntymisen takia.

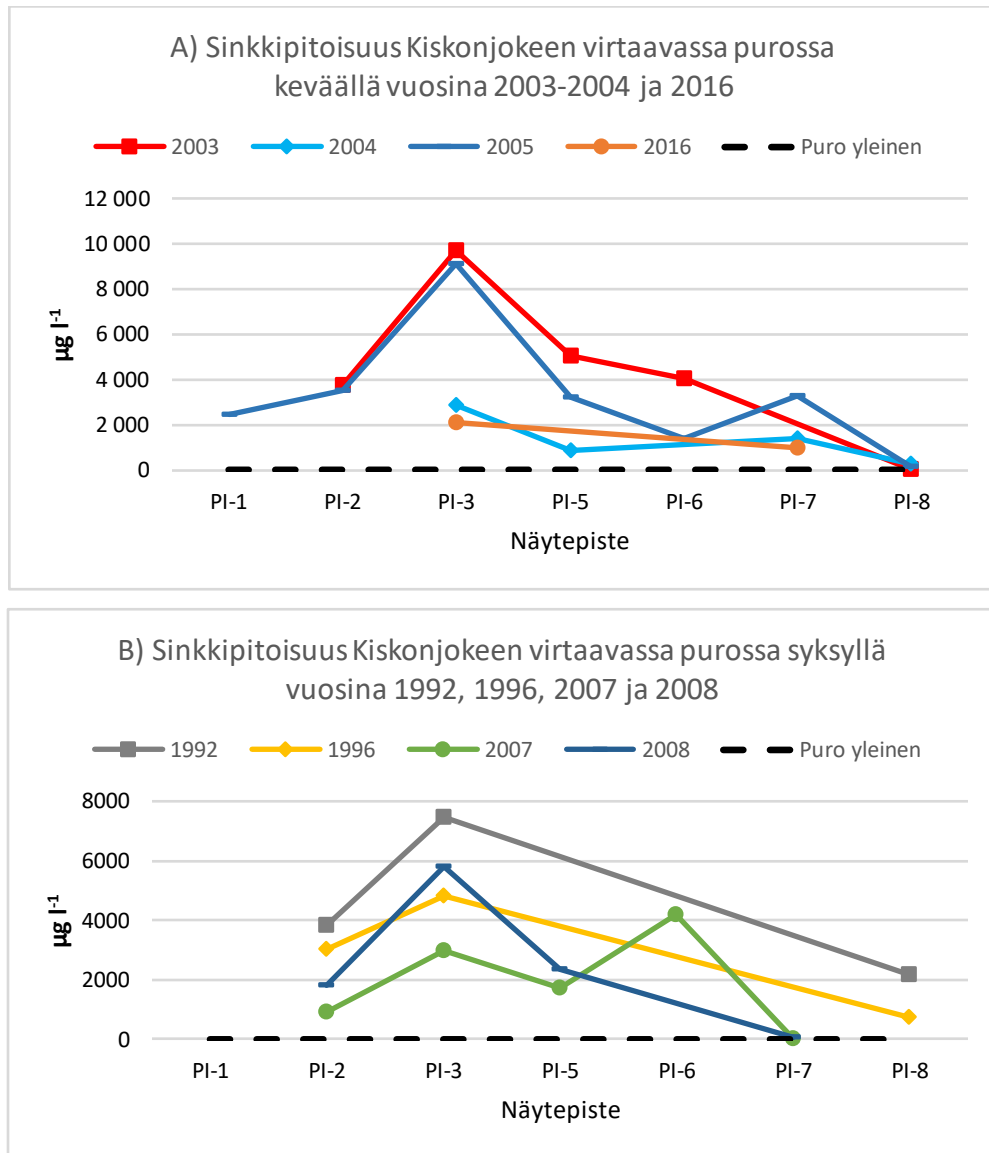
Kaikki analysoidut kuparipitoisuudet ylittävät Suomen purovesien yleisen kuparipitoisuuden ($0,17\text{--}2,35\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$) (Lahermo et al. 1996). Tärkein Aijalan kaivoksesta tuotettu metalli oli kupari, jota louhittiin yhteensä noin 20 000 tonnia. Rikastushiekan kuparipitoisuus on hyvin korkea (1209 ppm). ARD:n mahdollistama kuparin liukeneminen veteen selittää suuren kuparipitoisuuden Kiskonjokeen laskevassa purovedessä ($3\text{...}209\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$).

7.3.3 Sinkki (Zn)

Kuvan 28 perusteella suurimmat sinkkipitoisuudet ovat olleet puron yläjuoksulla (PI-3). Sinkkipitoisuus purovedessä vähenee kohti alajuoksua, mutta puron keskivälin (PI-5) jälkeen pitoisuudet nousevat taas uudelleen. Kuvaajasta on jätetty rikastushiekka-alueen lammen (PI-2) vuonna 2004 analysoitu tulos $26\,650\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ pois. Sinkkipitoisuuden lasku on ollut jyrkintä vuonna 2005. Sinkkipitoisuus laskee nopeasti pisteestä PI-3 ($9111\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$) pisteeseen PI-5 ($878\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$), minkä jälkeen pitoisuus nousee uudelleen pisteeseen PI-7 ($3282\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$).

Sinkkipitoisuus on edelleen korkea puron loppupäässä (PI-8), ainoastaan kevään 2003 pitoisuus ($25,7\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$) alittaa puroveden yleisen sinkkipitoisuuteen ($1,5\text{--}25,0\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$) Suomessa (Lahermo et al. 1996). Muutoin pitoisuudet ovat olleet pisteessä PI-8 välillä $173\text{...}2150\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$.

Sinkkipitoisuudet nousevat pisteen PI-5 jälkeen keväällä 2004 ja syksyllä 2007. Pitoisuuden nousu voi johtua mahdollisesta yhteydestä länsimalmin kaivokuiluun tai pH:n muutoksesta johtuvasta saostuneen sinkin uudelleen mobilisoitumisesta purossa.

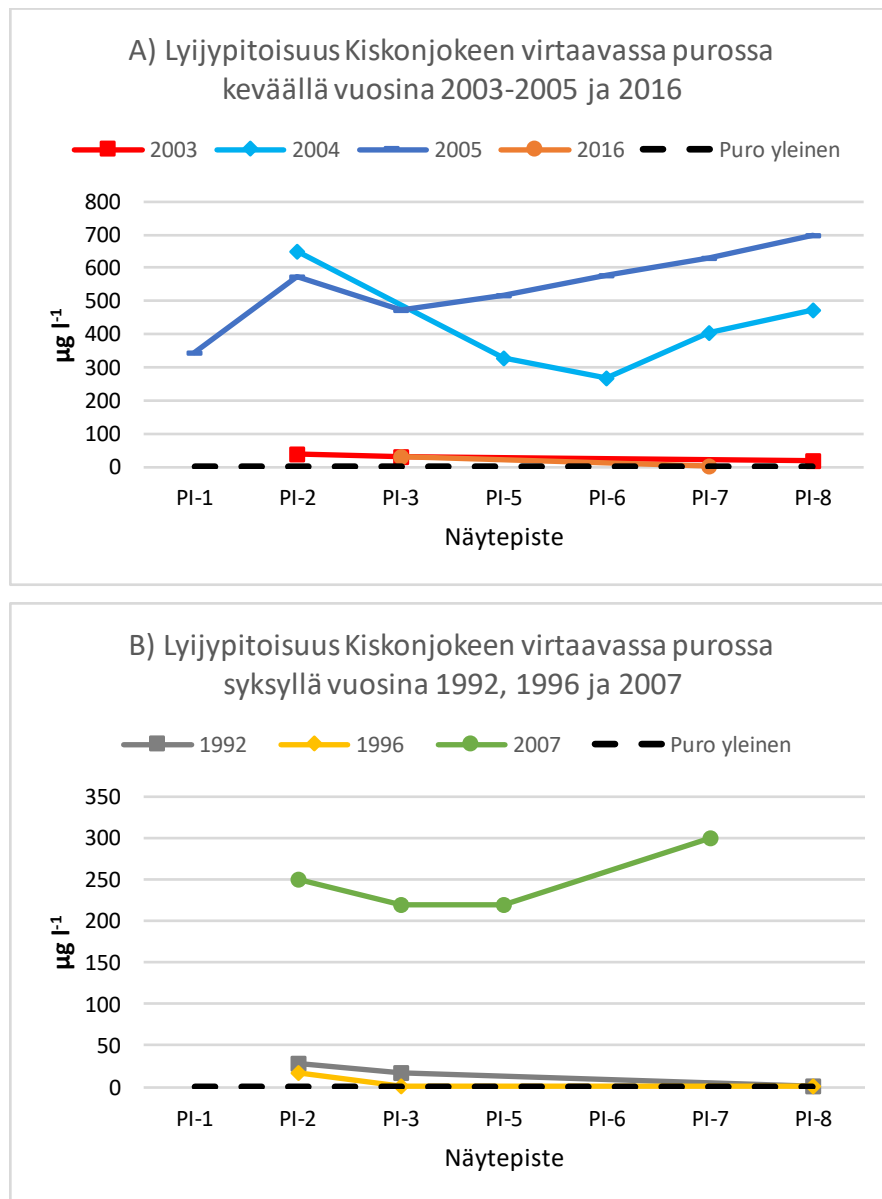


Kuva 28. A) Näytteenotto on tehty keväällä B) Näytteenotto on tehty syksyllä. Sinkkipitoisuuden käyttäytyminen puron eri vaiheissa. Pitoisuudet on saatu yhdistämällä Sipilän, Turun yliopiston ja tämän tutkimuksen tulokset, ja laskemalla niistä mediaanipitoisuudet. PI-1 ja PI-2 ovat rikastushiekka-alueen päällä olevat lammet, PI-3 on puron yläjuoksu ja PI-8 puron alajuoksu.

Aijalan kaivoksen toiseksi louhittuun ja Metsämontun louhittuun alkuaine oli sinkki, jota louhittiin yhteensä noin 100 000 tonnia. Suuri sinkkipitoisuus ($25 \dots 16400 \mu\text{g l}^{-1}$) rikastushiekka-alueelta lähtevässä purovedessä viittaa ARD:n muodostumiseen rikastushiekka-alueella.

7.3.4 Lyijy (Pb)

Kuvan 29 perusteella kevään 2004 ja 2005 sekä syksyn 2007 lyijypitoisuudet olivat huomattavasti korkeammat kuin muina vuosina. Lyijypitoisuuksien ollessa korkeita näyttäisi pitoisuus kasvavan puron alajuoksulle. Keväällä 2004 lyijypitoisuus on laskenut purossa tasaisesti pisteeseen PI-6 asti, minkä jälkeen pitoisuus on lähtenyt nousuun. Keväällä 2005 pitoisuus on noussut tasaisesti heti puron yläjuoksulta (PI-3) asti. Syksyn 2007 pitoisuus on kääntynyt nousuun pisteen PI-5 jälkeen.



Kuva 29. A) Näytteenotto on tehty kevääällä B) Näytteenotto on tehty syksyllä. Lyijypitoisuuden käyttäytyminen puron eri vaiheissa. Pitoisuudet on saatu yhdistämällä Sipilän, Turun yliopiston ja tämän tutkimuksen tulokset, ja laskemalla niistä mediaanipitoisuudet. PI-1 ja PI-2 ovat rikastushiekka-alueen päällä olevat lammet, PI-3 on puron yläjuoksu ja PI-8 puron alajuoksu.

Lyijypitoisuudet ylittävät suurimmillaan noin tuhatkertaisesti Suomen purovesien yleisen lyijypitoisuuden ($0,08\text{--}0,8\ \mu\text{g l}^{-1}$) (Lahermo et al. 1996). Kevään 2016 pisteen PI-7 pitoisuus on ainoa, joka on samaa luokkaa kuin Suomen purovesien yleinen sinkkipitoisuus.

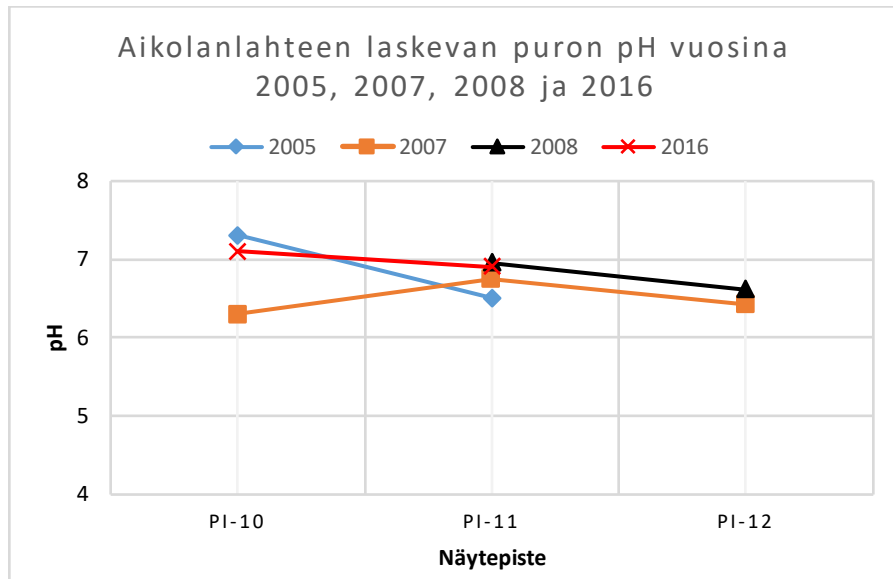
Lyijypitoisuuksien käyttäytymisestä purovedessä voi päätellä, että pisteen PI-5 kohdalla on kuormittava lähde. Myös pH:n muutokset purovedessä ovat voineet mobilisoida saostunutta lyijyä purosedimentistä. Vuoden 2004, 2005 ja 2007 korkeat lyijypitoisuudet voivat johtua vähäsateisuudesta ja sen tuomasta ARD:n voimistumisesta rikastushiekka-alueella. Metsämontusta louhittiin lyijyä yhteensä noin 20 000 tonnia, joka vietiin Aijalan kaivokselle rikastettavaksi, mikä selittää suuren lyijypitoisuuden rikastushiekka-alueella ($1077\ \text{ppm}$) sekä Kiskonjokeen laskevassa purovedessä ($0,1\text{--}700\ \mu\text{g l}^{-1}$).

7.4 Aikolanlahteen laskevan puron Fe-, Cu-, Zn- ja Pb-pitoisuudet

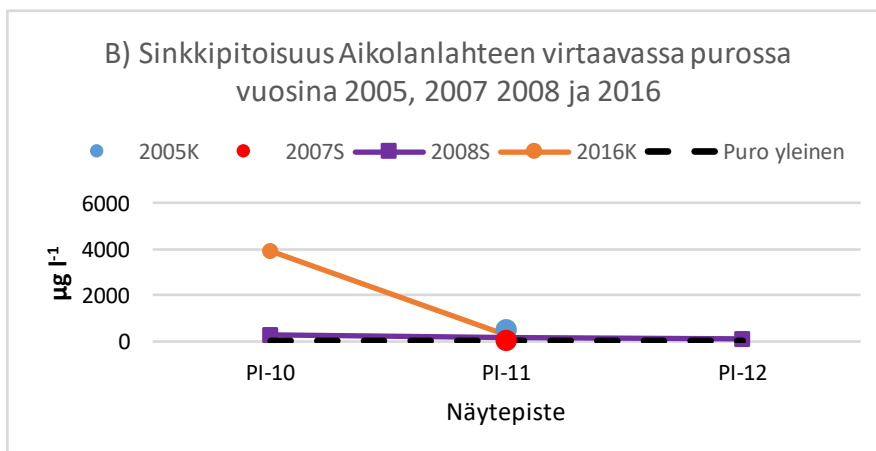
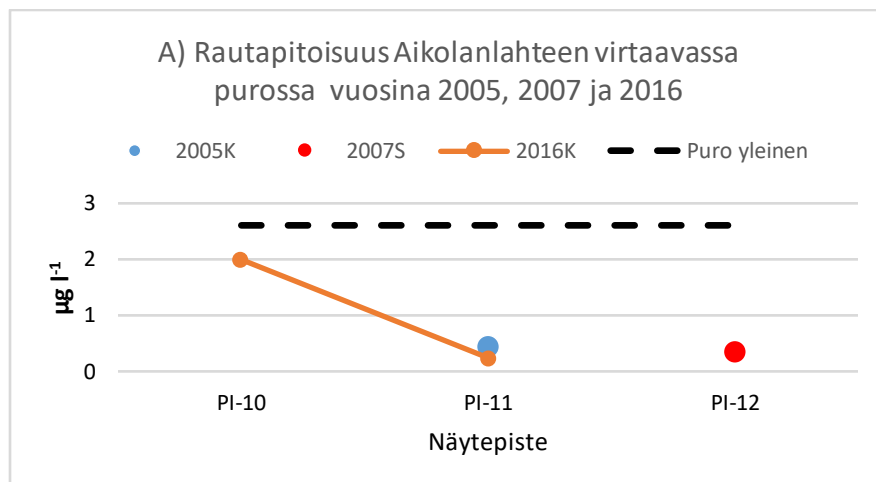
Aikolanlahteen virtaavasta purosta on huomattavasti vähemmän seuranta-aineistoja, mikä vaikuttaa metallipitoisuuksien tulkintaan. Näytteitä on kerätty keväällä 2005 sekä syksyllä 2007 ja 2008. Aikolanlahteen virtaavasta purosta päätettiin tarkastella samoja metalleja, joita tarkasteltiin Kiskonjokeen laskevasta purosta; rautaa, kuparia, sinkkiä ja lyijyä. Mahdollinen kuormitus rikastushiekka-alueelta Aikolanlahteen laskevaan puroon tulee suotovesien mukana padon läpi.

Aikolanlahteen laskevan puron pH:n muutosta on tarkasteltu Kuvassa 30. Veden pH on laskenut loivasti puron yläjuoksulta alajuoksulle. Todennäköisin syy tähän on osittain suovettä sisältävän sivuhaaran liittyminen puroon. Sivuhaarasta on otettu näytteitä pisteestä PI-18, puron pH vaihtelee välillä $6,2\text{--}6,8$.

Kuvan 31 mukaan rautapitoisuutta ei ole mitattu Aikolanlahteen puron yläjuoksulla kuin vuonna 2016. Yläjuoksun pitoisuus (PI-10, $1,99\ \text{mg l}^{-1}$) on korkeampi kuin samana vuonna 2016 mitattu puron keskivaiheen pitoisuus (PI-11, $0,428\ \text{mg l}^{-1}$). Rautapitoisuudet eivät ylitä purovesille tyypillisintä maksimipitoisuutta Suomessa $2,6\ \text{mg l}^{-1}$ (Lahermo et al. 1996).



Kuva 30. Aikolanlahteen laskevan puron pH puron eri vaiheissa. PI-10 on puron yläjuoksu, PI-11 puron keskiväli ja PI-12 puron alajuoksu. Vuosien 2005 ja 2016 pH on mitattu keväällä sekä 2007 ja 2008 syksyllä.



Kuva 31. A) Aikolanlahteen laskevan puron rautapitoisuus eri näytepisteissä. B) Aikolanlahteen laskevan puron sinkkipitoisuus eri näytepisteissä. Vuosiluvun perässä oleva K tarkoittaa keväällä otettua näytettä ja S syksyllä otettua näytettä.

Kuparipitoisuuden määrittämisrajana vuosina 2005-2008 oli $80 \mu\text{g l}^{-1}$. Yhdessäkään pisteessä ei analysoitu määrittämisrajan ylittäviä pitoisuuksia, joten tämän tutkimuksen kuparipitoisuuksia ei voi vertailla aiempien vuosien tutkimusten kanssa. Vuonna 2016 mitattiin Aikolanlahteen purkavan puron yläjuoksulta pitoisuus $7,68 \mu\text{g l}^{-1}$ ja puron keskivaiheilta pitoisuus $1,19 \mu\text{g l}^{-1}$. Ainoastaan yläjuoksun pitoisuus ylittää purovesien yleisen maksimipitoisuuden $2,35 \mu\text{g l}^{-1}$ (Lahermo, et al. 1996).

Määrittämisrajana lyijypitoisuudelle vuosina 2007-2008 on ollut $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Yhdessäkään pisteessä ei mitattu vuosina 2007-2008 määrittämisrajan ylittäviä pitoisuuksia. Vuonna 2005 puron keskivaiheilla analysoitiin pitoisuus $297 \mu\text{g l}^{-1}$, joka ylittää Suomen yleisen puroveden lyijypitoisuuden ($0,08-0,8 \mu\text{g l}^{-1}$) (Lahermo et al. 1996). Vuonna 2016 mitattiin Aikolanlahteen purkavan puron yläjuoksulta pitoisuus $0,26 \mu\text{g l}^{-1}$ ja puron keskivaiheilta pitoisuus $0,10 \mu\text{g l}^{-1}$. Kumpikaan vuoden 2016 pitoisuuksista ei ylitä Suomen yleistä puroveden lyijypitoisuutta.

7.5 Metallikuormitus Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen

7.5.1 Valunnan määrittäminen

Rikastushiekka-alueelta lähtevien kuormittuneiden vesien kokonaismäärän laskemiseksi määritettiin valuma-alueiden vesitase. Vesitaseen laskemisessa käytettiin yhtälöä 13, joka kuvaa vesimäärää tilavuutena pinta-alaa kohden (Hyvärinen et al. 1995).

$$R = (P - E)A - \Delta V \quad (13)$$

Yhtälössä 12 R tarkoittaa valuntaa, P sadantaa, E kokonaishaihduntaa, A osavaluma-alueen pinta-alaa ja ΔV varastonmuutosta. Ilmatieteen laitokselta saatiin sadannan vuotuinen keskiarvo tarkasteluajanjaksolle 1990-2016 Salon havaintoasemilta, sekä Suomen ympäristökeskukselta saatiin tieto keskimääräisestä haihdunnasta vuodessa Jokioisen havaintoasemalta. Jokioisen vuosien 1990-2015 keskihaidunnaksi saatiin 500 mm v^{-1} , joka osoittautui liian suureksi haihdunnaksi tarkastellessa Aijalan alueen valuntaa. Haihdunnassa päätettiin käyttää koko Etelä-Suomen keskiarvoa 400 mm v^{-1} , jotta

saataisiin edustavampia valuntatuloksia (Ilmatieteen laitos 2016). Tarkastellessa useiden vuosien mittaisia aikasarjoja varastonmuutos voidaan olettaa nolllaksi, koska varastoitumista ei pitkän ajanjakson aikana tapahdu (Hyvärinen et al. 1995). Osa-valuma-alueiden keskimääräinen vuotuinen valunta laskettiin kaavalla 14 vuosille 1990-2015.

$$R = (P - E)A \quad (14)$$

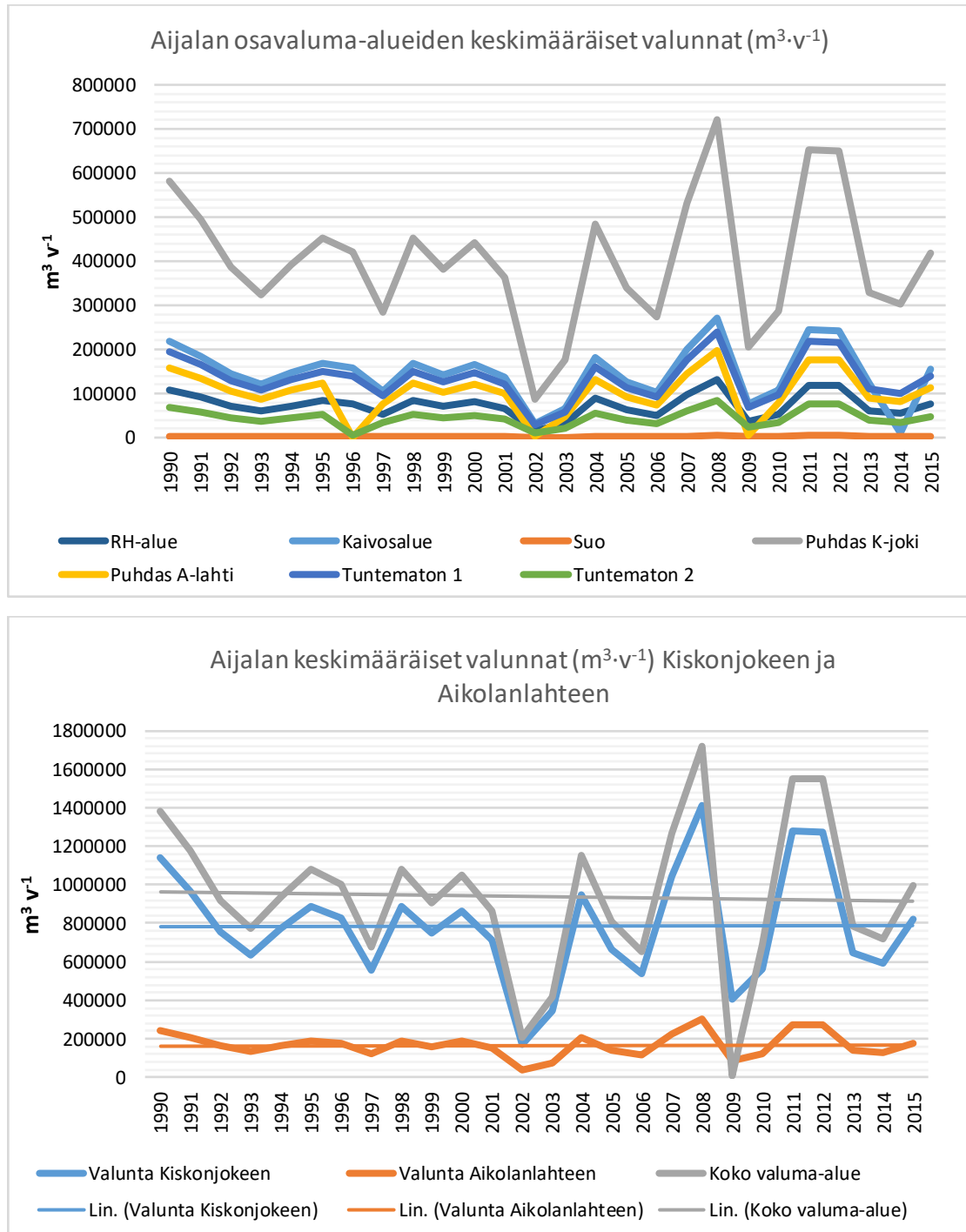
Vuodet 2002 ja 2003 olivat poikkeuksellisen vähäsateiset (Silander ja Järvinen 2004). Muita vähäisen valunnan vuosia ovat kuvan 32 perusteella olleet vuodet 2006, 2009, 2010, 2013 ja 2014. Alueen vesitasetta yleisellä tasolla tarkastellessa päätettiin määrittää valunnalle keskiarvo vuosien 1990 ja 2015 väliseltä ajalta kullekin osavaluma-alueelle (Ilmatieteen laitos 2016) (Taulukko 11).

Taulukko 11. Osavaluma-alueiden AqQA-ohjelmalla määritetty vesityyppi, ArcGis-ohjelmalla laskettu pinta-ala ja keskimääräinen valunta osavaluma-alueita kohden. Keskim. valunta on keskiarvo vuosien 1990-2015 valunnoista kyseisillä osavaluma-alueilla (Ilmatieteen laitos 2016).

Osavaluma-alue	Vesityyppi	Pinta-ala (km ²)	Keskim. valunta (m ³ v ⁻¹)
Rikastushiekka-alue	Mg-SO ₄	0,27	74 000
Kaivosalue	Ca-SO ₄ ja Fe-SO ₄	0,009	2 000
Suo	H-Cl	0,55	150 000
Puhdas Kiskonjokeen liittyvään puroon	Ca-SO ₄	1,47	401 000
Puhdas Aikolanlahteen liittyvään puroon	Ca-Cl ja Ca-HCO ₃	0,40	110 000
Tuntematon 1, Kiskonjokeen		0,49	134 000
Tuntematon 2, Aikolanlahteen		0,17	46 000
Kaikki Kiskonjokeen		2,88	786 000
Kaikki Aikolanlahteen		0,62	169 000
Yhteensä		3,50	956 000

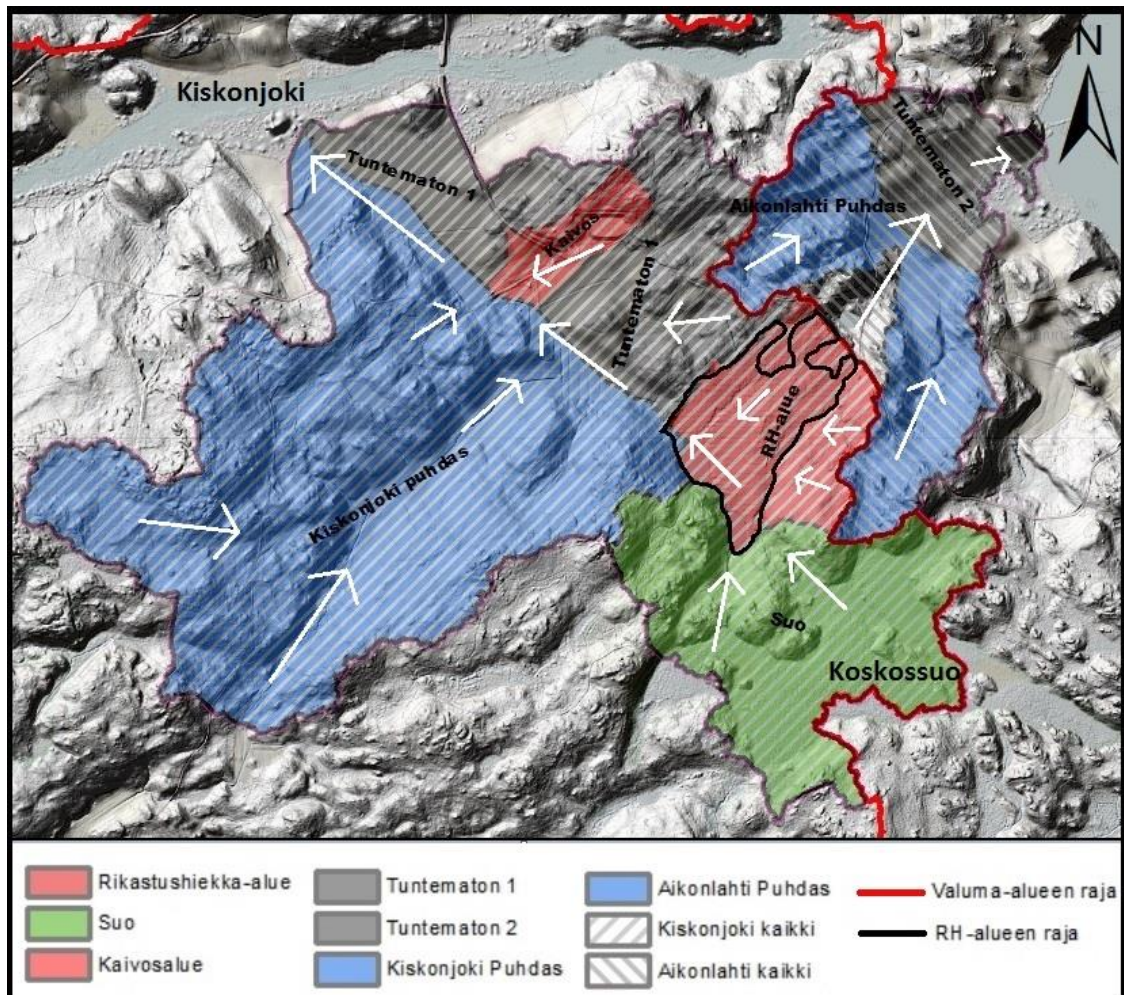
Tutkimuksen mukaan vuosien 1977-1989 keskivirtaama Kiskonjokeen on ollut 380-1800 l min⁻¹ (200 000 – 950 000 m³ v⁻¹) (Sipilä 1994). Virtaamat oltiin Sipilän (1994) tutkimuksen mukaan mitattu ojan alusta. Laskettaessa yhteen Koskossuolta ja rikastushiekka-alueelta tuleva valunta, saadaan tulokseksi 224 000 m³ v⁻¹. Keskimäärin virtaama vuosina 1977-1989 on ollut 575 000 m³ v⁻¹, joka on enemmän kuin Koskossuon ja rikastushiekka-alueen yhteenlaskettu valunta. Sadanta on kuitenkin ollut vuosina 1977-1989 keskimäärin runsaampaa (+46 mm v⁻¹) ja keskilämpötila matalampi (-1,3°C) kuin tämän tutkimuksen tarkasteluajankohtana vuosina 1990-2015 (Ilmatieteen laitos 2016). Runsaamman sadannan ja viileämmän keskilämpötilan tuoma haihdunnan väheneminen

selittävät vuosien 1977-1989 korkeamman virtaaman. Tämän perusteella tutkimuksen valuntamäärien voidaan todeta olevan samaa suuruusluokkaa kuin Sipilän (1994) tutkimuksessa on ilmoitettu.



Kuva 32. A) Aijalan kaivosalueen osavaluma-alueiden valunnan kehitys vuodesta 1990 vuoteen 2015. B) Valunnan kehittyminen Aijalan kaivosalueella vuodesta 1990 vuoteen 2015. Valunta Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen sekä osavaluma-alueiden yhteen laskettu valunta.

Kuvasta 32B voi todeta, että Aijalan alueella suurin valunta kohdistuu Kiskonjokeen virtaavaan puroon. Aikolanlahteen tuleva valunta on noin viidesosa pienempi kuin Kiskonjokeen kohdistuva valunta. ArcGis mallinnuksesta saadusta kuvasta 33 voidaan todeta, että rikastushiekka-alueen koillisosassa on valuma-alueen raja, joka toimii vedenjakajana Aikolanlahteen ja Kiskonjokeen päin suuntautuville valunnoille. Kontaminaatio Aikolanlahteen purkautuvaan puroon rikastushiekka-alueelta tapahtuu lähinnä padon läpi suotautuvien vesien kautta. Pintavalunta rikastushiekka-alueella on keskittynyt kohti rikastushiekka-alueella olevia lampia ja niiden kautta kohti Kiskonjokea. Suolta pääsee purkautumaan rikastushiekka-alueella oleviin lampiin vettä noin 1 600 m³ vuodessa.



Kuva 33. Mallinnetut osavaluma-alueet Aijalassa. Kuvassa on nuolin merkitty valunnan suunta osavaluma-alueilla.

Kiskonjokeen laskevaan ojaan tulee puhdasta vettä länsilounaasta noin 250 000 m³ vuodessa. Kaivosalueelta ja kaivosalueen läheltä tutkimattomilta alueilta vettä ojaan tulee

noin 180 000 m³ vuodessa. Aikolanlahteen laskevaan puroon tulee puhtaita vesiä noin 70 000 m³ vuodessa ja tutkimattomia vesiä noin 30 000 m³ vuodessa. Keskimääräinen valunta Kiskonjokeen kokonaisuudessaan on noin 500 000 m³ vuodessa ja Aikolanlahteen noin 110 000 m³ vuodessa. Valuntaa ja kuormituspotentiaalia tarkastellessa täytyy kuitenkin ottaa huomioon vuodenaikainen valunnan vaihtelu. Eniten valuntaa tapahtuu keväällä lumen sulamisen jälkeen.

7.5.2 Metallikuormitus

Määritettyjen valuntojen ja tutkimustulosten avulla laskettiin vuositason metallikuormitus Kiskonjokeen virtaavaan puroon ja Kiskonjokeen sekä Aikolanlahteen virtaavaan puroon ja Aikolanlahteen (Taulukko 12). Rautaa päätyy Kiskonjokeen noin 630 kg, sinkkiä noin 225 kg, kuparia 35 kg ja lyijyä noin 1 kg vuodessa. Vuonna 2016 ei Aikolanlahteen virtaavan puron alajuoksulta otettu näytettä, joten tarkastelussa on käytetty puron keskivälin (PI-AIK-4) tulosta, joka on todennäköisesti suurempi kuin todellinen pitoisuus alajuoksulla. Rautaa Aikolanlahteen päätyy noin 38 kg, sinkkiä noin 45 kg, kuparia noin 0,2 kg ja lyijyä noin 0,02 kg vuodessa (Taulukko 13). Rautapitoisuudet ovat korkeammat puron alajuoksulla kuin yläjuoksulla. Todennäköisesti puron pH:n muutosten takia saostunut rauta on mobilisoitunut uudelleen. Sinkin ja kuparin pitoisuudet valunnassa Aikolanlahteen ovat niin pienet, että niistä on vaikea tehdä tarkempia johtopäätöksiä.

Pii on maankuoren toiseksi yleisin alkuaine, ja se muodostaa hapen, alumiinin ja metalliyhdisteiden kanssa silikaatteja (Lahermo et al. 1996). Silikaattien rapautuminen rikastushiekka-alueella oletetusti nostaa piipitoisuuksia Kiskonjokeen ja Aikolanlahteen virtaavissa vesissä. Mangaania päätyy Kiskonjokeen virtaavaan puroon noin 79 kg vuodessa ja Kiskonjokeen noin 185 kg vuodessa sekä Aikolanlahteen virtaavaan puroon 24 kg ja Aikolanlahteen 37 kg vuodessa. Mangaani on eliöille ja kasveille tärkeä hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina se voi aiheuttaa kasveille kasvuhäiriöitä (Lahermo et al. 1996). Pii ja mangaani eivät kuormita Kiskonjokea. Mangaani kuitenkin saostuessaan tuo riskin purosedimenttiin, joka on havaittavissa Kiskonjokeen laskevan puron yläjuoksulla ja keskivaiheessa heikkona kasvillisuutena. Myös runsas raudan määrä voi vähentää kasvien saamaa mangaanin määrää (Lahermo et al. 1006). Tämä ilmenee heikkona kasvillisuutena.

Taulukko 12. Taulukossa on arvioitu rikastushiekka-alueelta tulevaa vesikuormitusta Kiskonjokeen laskevaan puroon (yläjuoksu) ja Kiskonjokeen (alajuoksu) sekä Aikolanlahteen virtaavaan puroon (yläjuoksu) ja Aikolanlahteen (alajuoksu). Valunta Kiskonjokeen virtaavan puron yläjuoksulla on 224 000 m³ v⁻¹ ja alajuoksulla 786 000 m³ v⁻¹. Yläjuoksun pitoisuus on otettu laskentaan pisteestä PI-KIS-1 ja alajuoksun pitoisuus pisteestä PI-KIS-4. Valunta Aikolanlahteen virtaavan puron yläjuoksulla on 13 000 m³ v⁻¹ ja alajuoksulla 169 000 m³ v⁻¹. Yläjuoksun pitoisuus on otettu laskentaan pisteestä PI-AIK-1 ja alajuoksun pitoisuus pisteestä PI-AIK-4. Mo ja Th on jätetty pois taulukosta, koska kuormitusmäärät olivat olemattoman pieniä.

Kiskonjokeen laskeva puro		Aikolanlahteen laskeva puro		
	Yläjuoksu kg v ⁻¹	Alajuoksu kg v ⁻¹	Yläjuoksu kg v ⁻¹	Alajuoksu kg v ⁻¹
Li	1,65	3,28	0,21	0,47
Al	280,07	244,98	9,30	14,30
Si	1080,24	4223,52	83,41	852,19
V	0,02	0,13	0,00	0,06
Cr	0,12	0,33	0,00	0,04
Mn	78,60	184,66	24,32	36,99
Fe	1106,93	624,71	25,88	37,78
Co	0,95	2,87	0,11	0,19
Ni	0,60	2,87	0,13	0,37
Cu	6,68	34,89	0,10	0,20
Zn	471,56	787,03	51,37	46,78
As	0,32	0,61	0,01	0,15
Rb	0,74	1,68	0,16	0,47
Sr	31,18	73,29	5,79	18,26
Cd	0,64	1,47	0,04	0,02
Ba	1,25	7,01	0,16	2,74
Pb	1,74	0,54	0,003	0,017
U	0,06	0,12	0,02	0,04

Vuoden 2016 Cu, Pb, Fe ja Zn-pitoisuuksia valumavesissä vertailtiin aiempien tutkimustulosten kanssa (Taulukko 13 ja 14). Kaikkina tarkasteluvuosina kuparikuormitus (kg v⁻¹) on ollut suurempi Kiskonjokeen laskevan puron alajuoksulla kuin yläjuoksulla. Myös vuosina 1992 ja 2005 sinkin sekä vuonna 2005 lyijyn kuormitus on ollut suurempi alajuoksulla kuin yläjuoksulla, mikä selittyisi pohjavesiyhteydellä länsimalmin kaivoskuiluun puron puolella välissä. Myös pH:n muutos puroissa on voinut saada purosedimenttiin saostuneet metallit mobilisoitumaan uudelleen.

Aiempien vuosien tutkimuksissa Aikolanlahteen virtaavan puron ylä- ja alajuoksulta ei ole mitattu määrittämissä ylittäviä Cu-, Pb, Fe, tai Zn-pitoisuuksia muista kuin sinkistä vuonna 2008. Sinkikuormitus on vuonna 2008 korkeampi puron yläjuoksulla kuin alajuoksulla, joka voi johtua puroveden pH:n muutoksista johtuvasta sinkin uudelleen mobilisoitumisesta.

Taulukko 13. Taulukossa on arvioitu rikastushiekka-alueelta tulevaa vesikuormitusta Kiskonjokeen laskevaan puroon (yläjuoksu) ja Kiskonjokeen (alajuoksu). Vuoden 1992 tulokset on otettu Sipilän 1994 raportista. Yläjuoksun pitoisuus on otettu laskentaan pisteestä PI-3 ja alajuoksun pitoisuus pisteestä PI-7. Piste PI-7 ei vastaa puron suun pitoisuuksia, mutta suurimmat sivupurot ovat liittyneet tässä vaiheessa puroon eikä puron pH:ssa tapahdu enää suuria muutoksia mittauspisteen jälkeen. Valunta yläjuoksulla on 224 000 m³ v⁻¹ ja alajuoksulla 786 000 m³ v⁻¹.

Cu	1992	2003	2016	Pb	1992	2005	2016
	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹		kg v ⁻¹	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹
Yläjuoksu	49,82	42,78	6,72		9,58	105,95	6,72
Alajuoksu	223,04	164,27	34,58		3,02	495,97	0,54

Fe	1992	2005	2016	Zn	1992	2005	2016
	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹		kg v ⁻¹	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹
Yläjuoksu	4595,62	1836,80	1 106,56		4361,90	2040,86	471,56
Alajuoksu	998,00	2358,00	628,80		6507,78	2579,65	224,00

Taulukko 14. Taulukossa on arvioitu rikastushiekka-alueelta tulevaa sinkkikuormitusta Aikolanlahteen laskevaan puroon (yläjuoksu) ja Aikolanlahteen (alajuoksu). Yläjuoksun pitoisuus on otettu laskentaan pisteestä PI-10 ja alajuoksun pitoisuus pisteestä PI-12. Valunta yläjuoksulla on 13 000 m³ v⁻¹ ja alajuoksulla 169 000 m³ v⁻¹.

Zn	2008	2016
	kg v ⁻¹	kg v ⁻¹
Yläjuoksu	3,77	51,35
Alajuoksu	13,52	46,64

Tulosten perusteella metallikuormitus Kiskonjokeen on laskenut vuodesta 1992 vuoteen 2016, mikä johtuu todennäköisesti siitä, että vesimäärä alueella on lisääntynyt ja rikastushiekka-alueen hapettuneen pintaosan metallipitoisuus on vähentynyt. Myös viimeisen 34 vuoden aikana pH:n nousu Kiskonjokeen laskevan puron suulla on voinut edesauttaa metallien saostumista puron pohjalle. Puron pohjalle saostuneet metallit muodostavat piilevän kuormitusriskin. Jos pH purossa alenee, voivat saostuneet metallit mobilisoitua uudelleen ja kulkeutua Kiskonjokeen. Sinkkikuormitus Aikolanlahteen on noussut vuodesta 2008 vuoteen 2016 noin kolminkertaiseksi. Vesimäärän lisääntyessä rikastushiekka-alueella padon läpi suotautuvien vesien määrä myös lisääntyy, mikä lisää metallien määrää Aikolanlahteen virtaavassa purossa. Rikastushiekan kuparipitoisuus on ollut vuonna 1994 0,12 % ja lyijypitoisuus 0,11% (Sipilä 1994). Rikastushiekka-alue on 18 hehtaarin kokoinen ja noin rikastushiekkaa on keskimäärin 9 metrin paksuinen. Vuoden 2016 valuntamäärällä veisi 3564 vuotta, jotta 20 % rikastushiekka-alueella olevasta lyijystä olisi kulkeutunut alueelta pois sekä 111 vuotta, että 20 % kuparista olisi kulkeutunut alueelta pois. Rikastushiekka-alueen korkeiden metallipitoisuuksien perusteella alue tulee kuormittamaan alueen vesiä vielä satojen vuosien ajan.

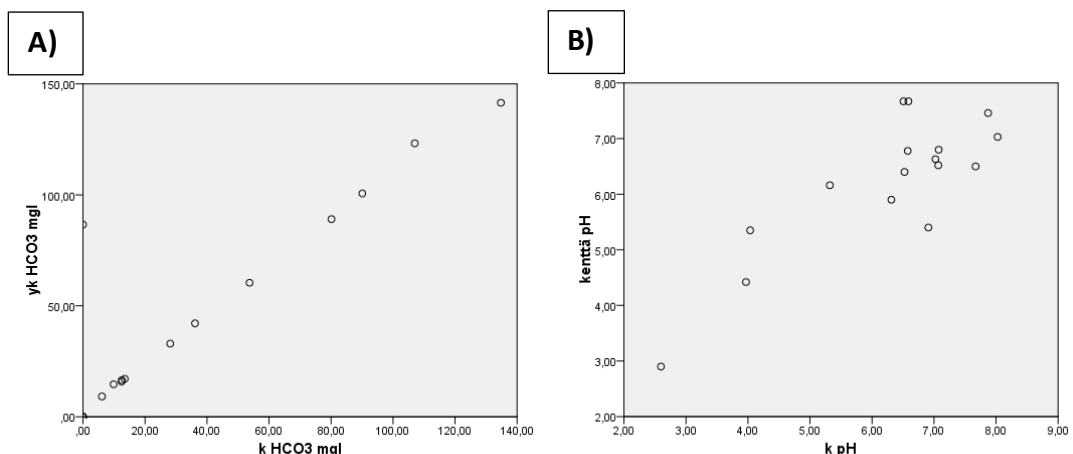
7.6 Tulosten luotettavuus

Tulosten luotettavuuden kannalta päätettiin tarkastella vertailunäytteitä ja pH:n muutosta tutkittavissa näytteissä. Koska alkaliteetti tutkittiin kahdella eri tapaa, tarkasteltiin määrittystapojen eroavaisuuksia. Kentällä mitattuja pH-arvoja vertailtiin laboratoriossa määritettyihin pH-arvoihin, jotta voitaisiin nähdä, onko näytteissä tapahtunut muutoksia ennen analysointia. Tulosten luotettavuudesta kertovat myös mahdolliset virhelähteet esitetietojen keräämisessä, näytteenotossa, analytiikassa tai tulosten kokoamisessa.

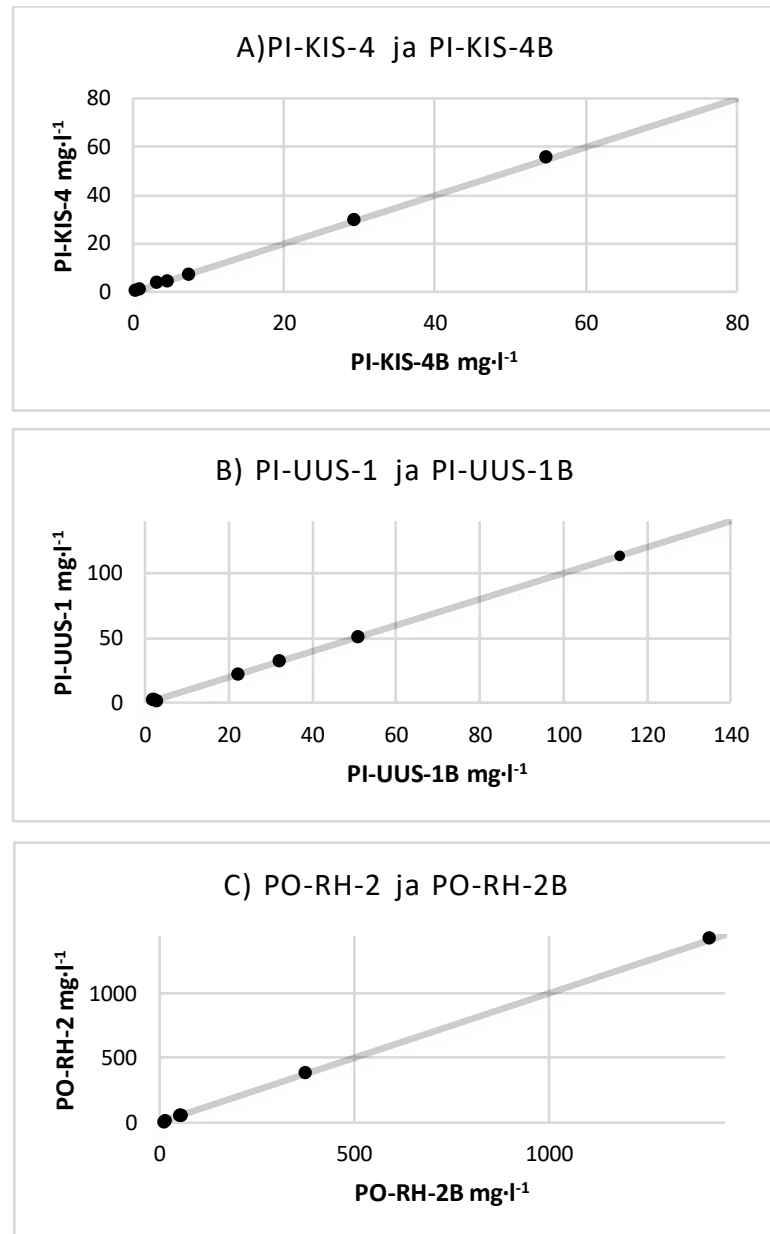
7.6.1 Vertailunäytteet

IC-määrittäksessä käytettiin vertailunäytteitä PI-AIK-4 ja PI-UUS-1 ja PO-RH-2. Kuvassa 34 tarkastellaan vertailunäytteiden suhdetta toisiinsa. PI-AIK-4 ja PI-UUS-1 näytetulokset asettuvat kuvaajaan lineaarisesti, joten näytteiden tutkimisessa ei oleteta tapahtuneen virhettä. Vertailunäytteitä ei tehty alkaliteetti tai IC-määrittäksi.

Alkaliteetti tutkittiin kahdella eri menetelmällä, yhd-tot ja karbonaattialkaliteettina. Kuvan 35A perusteella alkaliteettitulokset korreloivat keskenään. Tulosten tarkastelussa kuitenkin päätettiin käyttää karbonaattialkaliteetin tuloksia, koska yhd-tot alkaliteetin määrittäminen on soveltuvien näytteille, joiden pH on yli 8,3 eikä tässä tutkimuksessa yhdenkään näytteen pH ollut yli 8,3 (Virkanen et al. 2014).



Kuva 35. A) Bikarbonaatin tuoma alkaliteetti määritettiin karbonaattialkaliteetti (karb alk) sekä yhdistelmä ja kokonaisalkaliteetti (yhd-tot alk) menetelmillä. Kuvassa on esitetty eri menetelmien vaikutus bikarbonaatin määrittäykseen. B) Kentällä ja laboratoriossa mitattujen pH-arvojen vertailu toisiinsa. Kentä pH on mitattu kentällä ja k pH on mitattu laboratoriossa.



Kuva 34. A) PI-KIS-4 vertailunäytteet B) PI-UUS-1 vertailunäytteet C) PO-RH-2 vertailunäytteet. Kuvasarjassa vertaillaan IC-määrittelyn rinnakkaisnäytteitä. Vertailussa on mukana Na, K, Ca, Mg, F, NO_3 , SO_4 ja HCO_3 . Sulfaatti jätettiin pois suurten pitoisuuksien takia.

Vertaillessa kentällä ja laboratoriossa mitattua pH-arvoa, eivät tulokset korreloi keskenään (Kuva 35B, Taulukko 15). Näytteiden PI-AIK-1, PI-AIK-3, PI-AIK-4, PI-KIS-4, PI-UUS-2, L-UUS-1, PO-RH-6, PO-KIS-3 ja PO-AIK-8 pH oli noussut kentän tuloksesta, mikä kertoo puskurireaktiosta näytteessä. Näytteiden PI-SUO-1, PI-KJ-1, PI-AIK-2, PI-KIS-1, PI-KIS-2, PI-UUS-1 ja PO-RH-2 pH on laskenut kentän tuloksesta, mikä kertoo todennäköisesti siitä, että näytteessä ei ole tarpeeksi bikarbonaattia puskuroimassa haponmuodostusta vastaan.

Taulukko 15. Kentällä ja laboratoriossa määritetyn pH:n vertailu.

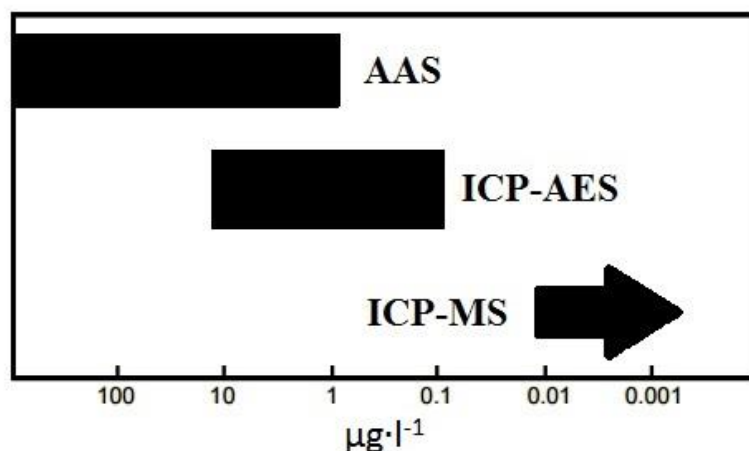
	PI-SUO-1	PI-KJ-1	PI-AIK-1	PI-AIK-2	PI-AIK-3	PI-AIK-4
pH (kenttä)	4,42	7,67	6,63	6,78	6,52	6,80
pH (labra)	3,97	6,59	7,02	6,58	7,07	7,08
pH(kenttä) – pH(labra)	0,45	1,08	-0,39	0,20	-0,55	-0,28

	PI-KIS-1	PI-KIS-2	PI-KIS-4	PI-UUS-1	PI-UUS-2
pH (kenttä)	5,35	7,67	5,90	2,90	5,40
pH (labra)	4,04	6,51	6,31	2,60	6,91
pH(kenttä) – pH(labra)	1,31	1,16	-0,41	0,30	-1,51

	L-UUS-1	PO-RH-2	PO-RH-6	PO-KIS-3	PO-AIK-8
pH (kenttä)	7,46	6,16	7,03	6,50	6,40
pH (labra)	7,87	5,32	8,03	7,67	6,52
pH(kenttä) – pH(labra)	-0,41	0,84	-1,00	-1,17	-0,12

7.6.2 Virhelähteet

Vaikka erittäin tarkkaa huolellisuutta on noudatettu, on aiempien lähdeaineistojen yhteen kokoamisessa voinut sattua virheitä, koska näytepisteitä on merkitty eri nimillä samasta näytteenottopaikasta ja samalla nimillä eri näytteenottopaikoista. Lähdeaineiston ja tämän tutkimuksen tulokset voivat myös poiketa pitoisuuksiltaan toisistaan, koska analyyseissä on käytetty eri menetelmiä. 1990-luvun näytteet on määritetty ICP-AES menetelmällä (Sipilä 1994). Turun yliopiston metallipitoisuudet on puolestaan määritetty AAS menetelmällä, joka on huomattavasti epätarkempi menetelmä kuin ICP-MS menetelmä (Thermo Elemental 2001) (Kuva 36). Vuonna 2003 Turun yliopisto käytti sekä ICP-AES että AAS menetelmiä näytteiden tutkimiseen.

Kuva 36. Tyypilliset atomispektroskooppisten analyysimenetelmien määrittämisraajat ($\mu\text{g l}^{-1}$) (Thermo Elemental 2001).

Näytteenoton yhteydessä PI-KIS-2 ICP-MS määrittystä varten suodatettiin vahingossa 14 ml näytettä koeputkeen 10 ml sijaan. Koska kyseessä on vain neljän millin ero, todennäköisesti tästä virheestä ei ole aiheutunut suurempaa haittaa näytteen analysoinnin kannalta. Näytteenotossa ei otettu rinnakkaisnäytteitä ICP-MS määrittystä varten, joka haittaa tulosten tarkastelua. Myöskään alkaliteettia määrittäessä ei tehty vertailunäytteitä. Tulosten kuitenkin oletetaan tässä tutkimuksessa olevan oikeellisia. Alkaliteetin määrittys jouduttiin suorittamaan kolmeen kertaan, koska laite ei tallentanut tuloksia muistitikulle. Eri määrittäyksiä tehtäessä huomattiin, että alkaliteetti vaihteli huomattavasti osalla näytteistä, esimerkiksi pH muuttui huomattavasti PO-RH-2 ja PO-RH-6 näytteiden kohdalla. Tietojen tallentamisen epäonnistuttua kolmannella kerralla PO-RH-2 näytettä ei jouduttu laimentamaan viimeisellä mittauskerralla, koska näytteen pH oli viikossa tippunut noin kahdeksasta viiteen.

IC-näytteistä PO-AIK-8, PO-KIS-3, L-UUS-1, PI-AIK-1, PI-AIK-4, PO-RH-2, PO-RH-6, PI-KIS-1, PI-UUS-1 ja PI-UUS-2 jouduttiin määrittämään uudelleen 4.4. ja 6.4. Näytteistä puuttui K-ioni suurten laimennusten takia tai näytteissä oli liian suuria sulfaattipitoisuuksia liian pienten laimennosten takia. Moneen kertaan laimentaminen ja osalaimentaminen on saattanut tuoda epävarmuustekijöitä tuloksiin.

IC:n vertailunäytteiden tuloksissa ei päästy haluttuun 100 saantoprosenttiin. Tulos saisi erota korkeintaan 10 % todellisesta tuloksesta (Virkanen et al. 2014). Nitraatin saantoprosentti oli vain 86.2 ja kloridin 81.95, joka viittaa siihen, että todennäköisesti näytteiden nitraatti ja kloridipitoisuudet ovat suuremmat kuin tutkimuksen tulokset antavat. Myöskään ICP-MS määrittäyksessä ei päästy saantoprosenttiltaan haluttuun tulokseen. Saantoprosentti oli heikko rubidiumilla (89.85 %), vanadiinilla (87.07 %), koboltilla (86.13 %), kuparilla (85.61 %), mangaanilla (85.37 %), nikkelillä (84.76 %), piillä (84.41 %), alumiinilla (83.62 %) ja kromilla (80.41 %). Huonon saantoprosentin takia näytteiden todelliset pitoisuudet ovat todennäköisesti korkeampia kuin tutkimuksen tulokset antavat.

8. JOHTOPÄÄTÖKSET

Aijalan kaivoksen rikastushiekka-alue kuormittaa metallipitoisilla vesillä hallitsemattomasti Kiskonjokea ja Aikolanlahtea. Kuormitus Kiskonjokeen tapahtuu luoteessa olevaan patoon muodostuneen aukon kautta pintavaluntana sekä padon läpi suotautuvien vesien kautta. Kuormittavien metallien pitoisuudet Kiskonjokeen laskevassa purossa ovat laskeneet viimeisen 30 vuoden aikana. Syynä kuormitusmäärän vähenemiseen on todennäköisesti valunnan lisääntyminen sekä pH:n noususta johtuva metallien saostuminen puron pohjasedimenttiin. Kiskonjokea kuormittavista metalleista lyijy ja kupari muodostavat suurimman riskin. Vaikka kupari on eliöille ja kasveille tärkeä hivenaine, on kuormituspitoisuus niin korkea, että kuparista muodostuu myrkky. Lyijy puolestaan on myrkyllistä jo pieninä pitoisuuksina. Kuparikuormitus Kiskonjokeen on noin 35 kg vuodessa ja lyijykuormitus noin 1 kg vuodessa. Aikolanlahteen metallikuormitus tapahtuu pelkästään kaakossa olevan padon läpi suotautuvien vesien kautta, minkä vuoksi veden metallipitoisuudet ovat paljon pienemmät kuin Kiskonjokeen laskevassa purossa. Aikolanlahteen ei kohdistu merkittävää metallikuormitusta.

Kiskonjokeen rikastushiekka-alueelta laskevan puron ja sen sivuhaarojen kautta tulee valuntaa noin 790 000 m³ vuodessa ja Aikolanlahteen noin 170 000 m³ vuodessa. Kuormitusmäärät ovat riippuvaisia vuodenaikojen valuntamääristä. Suurin valunta syntyy keväällä lumen sulamisen jälkeen, minkä jälkeen seuraa kuivempia kuukausia. Paljon valuntaa on uudelleen taas kesä- ja syyssateiden yhteydessä. Vähäsateisina vuosina ARD-potentiaali rikastushiekka-alueen vesissä lisääntyy, mikä puolestaan kasvattaa metallikuormitusta vesiin. Vähäsateisten vuosien jälkeen vesimäärän kasvaessa on odotettavissa metallirikkaampaa valuntaa alueella. Tätä puoltaa, että kuivien vuosien 2002-2003 jälkeen kuormitus rikastushiekka-alueelta lisääntyi hetkellisesti. Mikä johtune siitä, että valuntaa kyseisinä vuosina ei syntynyt juuri ollenkaan. Kuivuus aiheutti tilanteen, jossa happamoituminen tehostui ja metalleja liukeni vesiin entistä enemmän. Luenneet metallit kuormittivat rikastushiekka-alueelta lähteviä vesiä kuivien vuosien jälkeen voimakkaasti vuoteen 2008 asti.

Salon seudulla sadanta tulee todennäköisesti lisääntymään tulevaisuudessa, mikä lisää valunnan määrää alueella. Valunnan määrän lisääntyminen tarkoittaa sitä, että entistä

enemmän puhtaita vesiä pääsee kuormittumaan rikastushiekka-alueella. Vesien metallipitoisuudet tulevat kuitenkin olemaan alhaisempia vesimäärän kasvaessa. Metallien määrään perustuen rikastushiekka-alue tulee kuormittamaan alueen vesiä vielä satoja vuosia, jollei alueella tehdä kunnostustoimenpiteitä.

Tutkimuksen tärkein löytö oli se, että länsimalmin kaivoskuilusta todennäköisesti pääsee purkautumaan pohjavettä maanpinnalle. Uudet länsimalmin päältä otetut näytteet PI-UUS-1 ja PI-UUS-2 sisältävät suuria metallipitoisuuksia (mm. Fe, Cu, Zn, Pb). Toisena vaihtoehtona suurille pitoisuuksille voisi olla se, että vesi on päässyt seisomaan paikallaan, jolloin on tapahtunut haihtumista ja tämän takia pitoisuuksien konsentraatio on voinut nousta. Vuonna 2016 metallipitoisuudet eivät nousseet muuten kuin kuparin osalta Kiskonjokeen laskevan puron ylä- ja alajuoksun välillä. Todennäköisesti kyseiseen vuodenaikaan pohjavettä pääsee alueella purkautumaan maanpinnalle, mutta vettä ei pääse kulkeutumaan puroon asti huomattavia määriä. Tutkimuksen toinen tärkeä havainto oli suolta tulevan valunnan määrittäminen rikastushiekka-alueelle. Koskossuolta purkautuu rikastushiekka-alueelle vuosittain noin 150 000 m³ valmiiksi happamia vesiä (pH 4,4).

Rikastushiekka-alue tulisi peittää, jotta vesi ja ilma eivät pääsisi kosketuksiin rikastushiekan sulfidien kanssa, milloin hapanta metallipitoista valuntaa ei syntyisi. Peiton jälkeen tulisi varmistaa, että sadevesillä olisi pois pääsy alueelta ojitusten välityksellä. Koskossuolta tuleva hapan valunta tulisi ohjata pois rikastushiekka-alueelta. Vesien uudelleen ohjaamisessa täytyisi varmistaa, jotta humuspitoisia happamia suovesiä ei pääsisi Aikolan pohjavesialueelle ja vedenottamolle.

Tutkimuksen perusteella ehdotetaan, että mahdollista länsimalmin kaivoskuilusta tapahtuvaa pohjaveden purkautumista tulisi tutkia tarkemmin sekä rikastushiekka-alueen peittoratkaisuista ja pintavesien uudelleenohjaamisesta tulisi laatia tarkka riskiperäinen toimintasuunnitelma. Olisi hyvä tutkia myös se, että onko Aijalan itämalmin yhteyttä maanpäälle ja tapahtuuko itämalmin alueella kuormitusta. Suurten metallipitoisuuksien takia voisi olla myös mielenkiintoista tarkastella, että voisiko rikastushiekkaa mahdollisesti hyödyntää malmipotentiaalisesti.

9. KIITOKSET

Haluan kiittää graduni ohjauksesta ympäristögeologian professori Veli-Pekka Salosta ja yliopistonlehtori Kirsti Korkka-Niemeä sekä Helsingin yliopiston Geotieteen ja maantieteen ympäristölaboratorion työntekijöitä. Erityinen kiitos kuuluu maantieteen yliopistonlehtori Petteri Muukkoselle gis-mallinnuksen opastamisesta. Kiitän myös Helsingin yliopistoa, Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä ja MUTKU ry:tä graduni rahoittamisesta. Suuri kiitos kuuluu myös niille opiskelijakavereille, jotka ovat auttaneet näytteenotossa sekä muuten matkan varrella. Erityinen kiitos kuuluu myös perheelleni henkisestä tuesta.

10. LÄHDELUETTELO

- Aatos, S. 2003. Luonnonkivituotannon elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset. Suomen ympäristö 656, 188s.
- Arvidsson, A.I 1853. Öppet Bref för Erik Fleming, på Ojamo Jerngruva i Lojo Socken. Handlingar till upplysning af Finlands häfder, VI delen, No 132, Aftryckt ur Riks-Registraturet för år 1542, bl. 1542, 82 v. Stockholm: P.A. Nordstedt & Söner, 234-237.
- Bigham, J., Schwertmann, U., Traina, S., Winland, R. ja Wolf, M. 1996. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60, 2111-2121.
- Byrner, L., Walker, R. ja Palmer, R. 1967. Some factors influencing the biological and non-biological oxidation of sulfide minerals. *Transact. Soc. Mining Eng. A.I.M.E* 238, 56-65.
- Cordell, R. ja Schwertmann, U. 2003. The iron oxides. Wiley-VCH, Weinheim, 664 s.
- Durizac, J. ja Jambor, J. 2000. Jarosites and their application in hydrometallurgy. Teoksessa Alpers, C., Jambor, J. ja Nordstrom, D. (toim.) *Sulfate Minerals Crystallography, Geochemistry and environmental significance*, Mineralogical society of America, Geochemical society, Volume 40, 608 s.
- Fleet, M. 1970. Structural aspects of the marcasite-pyrite transformation. *The Canadian Mineralogist*, 10, 225-231.
- GTK, 2016a. Mineral deposit report, Aijala. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
http://tupa.gtk.fi/karttasovellus/mdae/raportti/579_Aijala.pdf
- GTK 2016b, Mineral deposit report, Metsämonttu. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
http://tupa.gtk.fi/karttasovellus/mdae/raportti/578_Mets%C3%A4monttu.pdf
- Heikkinen, P. M., Korkka-Niemi, K., Lahti, M. ja Salonen, V-P. 2002. Groundwater and surface water contamination in the area of the Hitura Ni-mine, western Finland. *Environmental Geology*, 42 (4), 313-329.
- Heikkinen, P. M. ja Noras, P. 2005. Kaivoksen sulkemisen käsikirja, Ympäristötekniikka, Vammalan kirjapaino Oy 2005, 165 s.
- Hyvärinen, V., Solantie, R., Aitamurto, S. ja Drebs, Achim. 1995. Suomen vesitase 1961-1990 valuma-alueittain. Vesi ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 220, 68 s.
- Ilmatieteen laitos 2016. Lämpötila- ja sadetilastoja vuodesta 1961. Sivulla vierailtu 2.9.2016.
<http://ilmatieteenlaitos.fi/tilastoja-vuodesta-1961>
- Jambor, J. 1994. Mineralogy of sulphide-rich tailings and their oxidation products. Teoksessa Jambor, J. ja Blowes, D. (toim.) *Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes*, Mineralogical Association of Canada, 59-102.
- Jantunen, J. ja Kauppila, T. 2015. Ympäristövaikutusten arviointimenettely kaivoshankkeissa, TEM-opaat ja muut julkaisut 3/2015, Työ ja elinkeinoministeriö, 96 s.
- Jerz, J. ja Rimstidt, J. 2004. Pyrite oxidation on moist air. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68, 701-714.
- Jokela, L. 2005. Kaivosjätteestä etsitään miljoonabisnestä Salossa. *Turun sanomat* 26.6.2015.
- Jylhä, K., Ruostenoja, K., Räisänen, J., Venäläinen, A., Tuomenvirta, H., Ruokolainen, L., Saku, S. ja Seitola, T. Arvioita Suomen muuttuvasta ilmastosta sopeutumistutkimuksia varten, ACCLIM-hankkeen raportti 2009, Ilmatieteenlaitos, Raportteja 2009:4, 102 s.
- Järvinen, J. ja Kuusisto, E. 1995. Astiahaihdunta Suomessa 1961-1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, sarja A 220. s 71-162.

- Kauppila, P., Räisänen, M.-L. ja Myllyoja, S. 2011. Metallikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt. Suomen Ympäristö 29, 219 s.
- Keith, C.N. ja Vaughan, D.J. 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock (mine) drainage. Teoksessa: Cotter-Howells, J.D., Campbell, L.S., Valsami-Jones, E. ja Batchelder, M. (toim.) Environmental mineralogy; microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management. Mineralogical Society Series 9, Mineralogical Society, London, 117-139.
- Kersalo, J. ja Pirinen, P. 2009. Suomen maakuntien ilmasto. Ilmatieteen laitos, raportteja No.2009:8, 192 s.
- Kokko, M. 2014. Kaivosteollisuus, Työ- ja elinkeinoministeriö, ELY-keskukset, toimialaraportti 2/2014. 72 s.
- Kokkola, M. 1987. Kaivoslain 19 § mukainen tutkimustyöselostus - Kisko, Aijala, kaivosrekisterinumero 3357/1, Outokumpu malminetsintä, raportti 080/2014 03/MK/87, 3 s.
- Kwong, Y. 1993. Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective, MEND Project 1.32.1, 47 s.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. ja Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3: Ympäristögeokemia – Purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, 149 s.
- Lapakko, K. 2002. Metal mine rock and waste characterization tools: An overview. Mining, Minerals and Sustainable Development. Vol. 67, April 2002. England. 30 s.
- Latvalahti, U. 1979. Cu-Zn-Pb Ores in the Aijala-Orijärvi Area, Southwest Finland. Economic Geology 74, 1035-1059.
- Lawrence, R.W. ja Scheske, M. 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. Environmental Geology 32, 100–106.
- Lewis, A.E. 2010. Review of metal sulphide precipitation, Hydrometallurgy, Volume 104, Issue 2, Elsevier, 222-234.
- Lottermoser, G. 2010. Mine wastes – Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Springer, Berlin, Germany, 399 s.
- Metalliliitto 2015. Metalliteollisuuden toimialakatsaus, syksy 2015, Tutkimusyksikön julkaisuja 6/2015, Metalli, 37 s.
- Mäkelä, U. 1989. Geological and geochemical environments of Precambrian sulphide deposits in southwestern Finland. Ann. Acad. Sci. Fennicae III, 151, 102 s. (väitöskirja)
- Nordstrom, D.K. 1982. Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals. Teoksessa: Kittrick, J.A., Fanning, D.S. ja Hossner, L.R. (toim.) Acid Sulfate Weathering. Special Publication 10, 37-56.
- Nordstrom, D.K. 2004. From research to remediation: Application of hydrogeochemical research of effective mine site remediation, Teoksessa: Jarvis, A.P., Dudgeon, B.A. ja Younger, P.L. (toim.) Mine Water 2004, Process, Policy and Progress, International mine water Association Symposium, Proceedings, International Mine Water Association VI, Newcastle, 141-148.
- Nordstrom, D.K. ja Alpers, C.N. 1995. Remedial Investigation, Decisions and Geochemical Consequences at Iron Mountain Mine, California, Proceedings, Sudbury 95, Mining and the Environment II, Ontario, 633-642.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., Ptacek, C.J. ja Blowes, D.W. 2000. Negative pH and Extremely Acidic Mine Waters from Iron Mountain, California, Environ. Sci. Technol., 34, Washington, 254-258.
- Papunen, H. 1986. Suomen metalliset malmiesiintymät. Teoksessa: Papunen, H. ja Rouhunkoski, P. (toim.) Suomen malmigeologia, Metalliset malmiesiintymät. Suomen geologinen seura ry. Mäntä kirjapaino Oy, Mänttä, 133-214.

- Peppas, A., Komnitsas, K. ja Halikia, I. 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals engineering*, Volume 13, Issue 5, 563–574.
- Perkonjoja, M. ja Salmi, P. 2014. Kiskonjoen vesistön Natura 2000 -alueen hoito- ja käyttösuunnitelma. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Raportteja 29/2014. 155 s.
- Poutanen, P. 1996. Suomalaisen kuparin ja sinkin juurilla, Orijärven kaivos 1757-1957. Jyväskylä: Gummerus. 147 s.
- Pratt, A. 1995. The low temperature surface geochemistry and kinetics of pyrrhotite weathering: Influences on acid mine drainage (AMD): Väitöskirja, University of Western Ontario, 182 s.
- Price, W.A. 1997. DRAFT Guidelines and recommended methods for the prediction of metal leaching and acid rock drainage at minesites in British Columbia. B.C Ministry of Employment and Investment, 141 s.
- Puustinen, K. 2003. Suomen kaivosteollisuus ja mineraalisten raaka-aineiden tuotanto vuosina 1530-2001, historiallinen katsaus erityisesti tuotantolukujen valossa. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti M10.1/2003/3. 578 s.
- Pöyry, H. ja Isomäki, O-P. 1992. Telkkälän malmin louhinta, Outokumpu mining, arkistokappale 001/3134/hop,opi/92, 11 s.
- Reunamo, J. 2016. Pikaohjeita SPSS:lle. Sivulla vierailtu 27.10.2016. <http://www.helsinki.fi/~reunamo/opetus/spssohje.htm>
- Rimstidt, J ja Vaughan, D. 2003. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67, 873-880.
- Rinker, M.J., Nesbitt, H.W. ja Pratt, A.R. 1997. Marcasite oxidation in low-temperature acidic (pH 3.0) solutions: Mechanism and rate laws, *American Mineralogist*, Volume 82, 900-912.
- Rissanen, T. ja Peronius, A. 2013. Suomen kaivotoiminnan toimialakatsaus 2012. Kemi-Tornion ammattikorkeakoulun julkaisuja, sarja B. Raportit ja selvitykset 3/2013, 86 s
- Räisänen, M.L., Heikkinen, P., Pulkkinen, K., Korkka-Niemi, K., ja Salonen V-P. 2005. Finland – Mine Water Quality in some Abandoned and Active Finnish Metal Sulphide Mines. Teoksessa: Wolkersdorfer, C. ja Bowell, R. (toim.). *Mine Water and the Environment. Contemporary Reviews of Mine Water Studies in Europe*. Springer Verlag 2005. s 7-10.
- Räisänen, M-L., Tornivaara, A., Haavisto, T., Niskala, K. ja Sivola, M. 2013. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kartoitus, ympäristöministeriön raportteja 24/2013, 45 s
- Saari, J. 1996. Sulfidisten rikastushiekkojen staattiset kokeet ja liukoisuustestit. Julkaisematon raportti, Outokumpu Research Oy, 17 s.
- Salomons, W., 1995, Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention: *Journal of Geochemical Exploration*, v. 52, p. 5-23.
- Silander, J. ja Järvinen, E. 2004. Vuosien 2002-2003 poikkeuksellisen kuivuuden vaikutukset. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 731, 79 s.
- Singer, P ja Stumm, W. 1970. Acidic Mine Drainage: The Rate Determining Step. *Science* 167, s. 1121-1123.
- Sipilä, P. 1994. Aijalan, Pyhäsalmen ja Makolan sulfidimalmikaivosten rikastamoiden jätealueiden ympäristövaikutukset. osa II: Aijala. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti KA 33/94/1.2, 26 s.
- Sipilä, P. 1996. Aijalan kaivoksen jätealueen kunnostussuunnitelma. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti KA61/97/2, 16 s.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015.

- Stumm, W. ja Morgan, J. J. 1996. Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. Wiley & Sons, New York, 1022 s.
- Söderman, T. 2007. Luonnonsuojelulain mukaisten Natura-arviointien ja -lausuntojen laatu 2001-2005. Suomen ympäristökeskus, Raportteja 30/2007. 75s.
- Thermo Elemental 2001. AAS, GFAAS, ICP or ICP-MS? Which technique should I use? An elementary overview of elemental analysis. Thermo Elemental S002B Rev 02/01, 11 s.
- Toropainen, V. 2006. Yhteenveto sulfidimalmikaivostoiminnasta Suomessa ja toiminnassa muodostuvista sivutuotteista sekä niiden ympäristövaikutuksista. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S 49/0000/2006/2, 52 s.
- Toropainen, V. ja Heikkinen, P. 2006. Pyhäsalmen, Hituran, Talvivaaran ja Ihalaisen kaivosten sivukivien ja rikastushiekkojen mineraloginen ja kemiallinen koostumus. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S49/0000/2006/3, 47 s.
- Tukes 2016a, Uuden kaivoslain mukainen varaus. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
<http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kaivokset/Varaus/Uuden-kaivoslain-mukainen-varaus/>
- Tukes 2016b, Malminetsintälupa. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
<http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kaivokset/Malminetsintaluvat-ja-jatkoajat/Malminetsintalupa/>
- Tukes 2016c, Kaivosluvan myöntämisen edellytykset ja esteet. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
<http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kaivokset/Kaivoslupa/Kaivosluvan-myontamisen-edellytykset-ja-esteet/>
- Tukes 2016d, Kaivosturvallisuusluvan hakeminen. Sivulla vierailtu 1.9.2016.
<http://www.tukes.fi/fi/Toimialat/Kaivokset/Kaivosturvallisuuslupa/Kaivosturvallisuusluvan-hakeminen/>
- Ulkoasiainministeriö 2016. Suomen tie EU:n jäseneksi. Sivulla vierailtu 2.9.2016.
<http://www.eurooppatiedotus.fi/public/default.aspx?contentid=92690&contentlan=1>
- Vainionpää, P. 2007, Hituran kaivoksen rikastushiekka-alueiden YVA-arviointiohjelma. Hitura mining Oy, WSP Environmental Oy, 43 s.
- Valtioneuvoston päätös (1074/2007) Salon kaupungin, Halikon kunnan, Kuusjoen kunnan, Perttelin kunnan, Muurlan kunnan, Perniön kunnan, Särkisalon kunnan, Kiskon kunnan, Kiikalan kunnan ja Suomensjärven kunnan lakkauttamisesta ja uuden Salon kaupungin perustamisesta
- Varma, A. 1954. The copper-zinc deposits of Aijala and Metsämonttu, Teoksessa: Aurola, E. (toim.) The Mines and Quarries of Finland. Geologian tutkimuskeskus, Geoteknillisiä julkaisuja 55, 20-24.
- Virkanen, J., Reijola, H. ja Vaahtojärvi, T. 2014. Geotieteiden ja maantieteen laitoksen ympäristölaboratorion toimintakäsikirja, 204 s.
- Wennervirta, H. ja Papunen, H. 1974. Heavy metals as litogeochemical indications for ore deposits in the Iilinjärvi and Aijala fields, SW-Finland, Geologian tutkimuslaitos, tiedote 269, 21 s.
- Wolkersdorfer, C. 2006. Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines, Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment, Springer, Freiberg/Sachsen, 464

LIITE 1. Vuoden 2016 näytteiden Spearmanin korrelaatiotaulukko
(4 sivua)

Taulukko 1. Spearmanin korrelaatiot vuoden 2016 näytteiden välillä (4 sivua).

		k																															
		HCO3		EC	Na	K	Ca	Mg	F	Cl	NO3	SO4	Li	Al	Si	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Rb	Sr	Mo	Cd	Ba	Pb	Th	U	
k		mg/l	pH	mSm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	mg/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	ug/l	
HCO3 mg/l	Correlation		,898	0,29	0,36	0,49	0,39	0,30	0,29	0,35	0,29	0,24	0,17	,582	0,04	0,43	,582	0,07	0,32	0,23	0,28	0,05	0,09	0,03	0,26	0,33	0,46	0,24	0,22	0,28	0,43	0,45	
	Coefficient	1	**	0378	2973	631	4085	2231	6304	7047	4823	7414	3338	*	5927	853	*	7039	149	408	8897	926	778	556	0748	3342	6447	915	9636	694	011	3346	
			2,37	0,27	0,16	0,05	0,13	0,25	0,26	0,17	0,26	0,35	0,52	0,02	0,86	0,08	0,02	0,77	0,22	0,38	0,27	0,82	0,71	0,89	0,32	0,20	0,09	0,43	0,39	0,34	0,10	0,07	
	Sig. (2-tailed)		E-06	5265	7036	0535	0948	5238	5136	4593	7646	5561	0875	2833	588	9289	2833	6732	4668	2889	7833	7425	8653	5989	9362	7065	2707	4854	2245	185	9544	78	
k pH	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16	
	Correlation		,898*		0,22	0,33	0,47	0,30	0,24	0,20	0,24	0,21	0,13	0,02	,782	0,14	0,27	,579	0,13	0,48	0,06	0,00		0,19	0,11	0,04	0,15	0,45	0,04	0,03	0,51	0,33	0,24
	Coefficient	*	1	0588	5294	9412	8824	1176	5882	4118	1765	2353	941	**	706	059	*	235	235	471	2941	-0,3	706	471	1176	2941	4945	196	5294	099	571	7059	
	Sig. (2-tailed)		2,37E-06		0,41	0,20	0,06	0,24	0,36	0,44	0,36	0,43	0,62	0,91	0,00	0,58	0,31	0,02	0,62	0,05	0,81	0,99	0,25	0,46	0,67	0,87	0,57	0,10	0,89	0,89	0,07	0,22	0,35
EC mSm				1666	4255	0239	4499	8207	4285	2213	1083	5106	3896	057	6793	0761	3847	5106	8459	1821	1375	8936	4464	2291	9654	1745	2154	6986	6753	4329	1212	6275	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16	
	Correlation	0,290	0,22		,879	,803	,938	,982	,894	,862	,659	,968	,676	0,22	0,48		0,43	,765	,500	0,37	0,40	0,01	0,49	,538	,744	,779	0,05	0,36	0,01	0,03	0,12	,600	
	Coefficient	378	0588	1	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	8571	2353	-0,4	2143	**	*	9412	8824	4706	4118	*	**	**	0549	3636	1765	2967	143	*
Na mg/l		0,275	0,41		7,19	0,00	7,8E-06	1,36	3,01	1,78	0,00	9,13	0,00	0,41	0,05	0,12	0,10	0,00	0,04	0,14	0,11	0,95	0,05	0,03	0,00	0,00	0,86	0,24	0,96	0,91	0,66	0,01	
	Sig. (2-tailed)	265	1666		E-06	0181	08	E-11	E-06	E-05	5511	E-10	4008	2566	8459	475	7693	056	858	7227	5888	6892	1723	1493	0948	0372	3742	5265	5508	4856	6401	4007	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16	
	Correlation	0,362	0,33	,879		,909	,924	,859	,941	,915	,774	,862	,624	0,06	0,34	0,44	0,20	,609	0,40	0,18	0,21	0,12	0,35	,544	,603	,703	0,22	0,21	0,10	0,18	0,09	,588	
K mg/l		973	5294	**	1	**	**	**	**	**	**	**	**	4286	7059	118	7143	*	5882	5294	7647	353	2941	*	*	**	6374	6783	588	132	286	*	
	Sig. (2-tailed)	0,167	0,20	7,19		1,1E-06	3,34	2,05	5,59	7,01	0,00	1,78	0,00	0,81	0,18	0,08	0,45	0,01	0,11	0,49	0,41	0,64	0,17	0,02	0,01	0,00	0,43	0,49	0,69	0,55	0,74	0,01	
		036	4255	E-06		06	E-07	E-05	E-08	E-07	0439	E-05	9856	9948	7834	7154	8843	2315	8792	2057	8087	8542	9959	9336	3424	2387	6435	8556	6334	3295	2045	654	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16
Ca mg/l	Correlation	0,496	0,47	,803	,909		,900	,821	,871	,853	,697	,765	,535	0,06	0,21	,500	0,11	0,42	0,23	0,07	0,14	0,14	0,30	0,42	,541	,624	0,18	0,14	0,02	0,23	0,22	0,45	
	Coefficient	31	9412	**	**	1	**	**	**	**	**	**	*	786	4706	*	0714	9412	5294	6471	1176	706	5882	0588	*	**	2418	6853	353	626	143	2941	
	Sig. (2-tailed)	0,050	0,06	0,00	1,1E-06		2,05	9,84	1,15	2,68	0,00	0,00	0,03	0,81	0,42	0,04	0,69	0,09	0,38	0,77	0,60	0,58	0,24	0,10	0,03	0,00	0,53	0,64	0,93	0,43	0,42	0,07	
		535	0239	0181	06		E-06	E-05	E-05	E-05	2691	056	2616	0109	4559	858	4463	6936	0356	8341	2003	6793	9254	4768	04	9856	2509	8796	1074	7084	7714	8099	
Mg mg/l	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16
	Correlation	0,394	0,30	,938	,924	,900		,953	,953	,924	,724	,935	,635	0,16	0,47	0,45	0,27	,724	0,42	0,30	0,31	0,07	0,41	0,45	,735	,788	0,13	0,26	0,07	0,05	0,20	,597	
	Coefficient	085	8824	**	**	**	1	**	**	**	**	**	**	**	7857	3529	882	8571	**	0588	5882	1765	647	7647	8824	**	**	4066	5734	3529	495	357	*
	Sig. (2-tailed)	0,130	0,24	7,8E-08	3,34	2,05		1,21	1,21	3,34	0,00	1,07	0,00	0,54	0,06	0,07	0,31	0,00	0,10	0,24	0,23	0,77	0,10	0,07	0,00	0,00	0,64	0,40	0,78	0,85	0,46	0,01	
F mg/l		948	4499	08	E-07	E-06		E-08	E-08	E-07	1534	E-07	8182	9856	3919	3836	4709	1534	4768	9254	98	8341	7474	3836	1172	0286	772	3833	6679	8504	6795	461	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16
	Correlation	0,302	0,24	,982	,859	,821	,953		,894	,850	,621	,953	,641	0,22	0,40	0,44	0,41	,759	0,46	0,35	0,37	0,03	0,45	0,47	,759	,779	0,06	0,31	0,00	0,02	0,22	,585	
	Coefficient	231	1176	**	**	**	**	1	**	**	*	**	**	**	1429	8824	118	4286	**	7647	8824	6471	235	8824	6471	**	**	3736	4685	588	1978	143	*
HCO3 mg/l		0,255	0,36	1,36	2,05	9,84	1,21		3,01	3,05	0,01	1,21	0,00	0,42	0,11	0,08	0,12	0,00	0,06	0,17	0,15	0,90	0,07	0,06	0,00	0,00	0,82	0,31	0,98	0,94	0,42	0,01	
	Sig. (2-tailed)	238	8207	E-11	E-05	E-05	E-08		E-06	E-05	0314	E-08	7434	7714	5888	7154	4715	0654	7761	2304	0648	532	3836	2059	0654	0372	8626	9139	2751	3186	7714	7225	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16
	Correlation	0,296	0,20	,894	,941	,871	,953	,894		,971	,726	,903	,744	0,21	0,45	,521	0,20	,756	0,44	0,34	0,35	0,02	,506	,532	,753	,835	0,31	0,25	0,05	0,03	0,23	,671	
F mg/l		304	5882	**	**	**	**	**	1	**	**	**	**	**	7857	5882	*	3571	**	4118	1176	8824	941	*	*	**	**	4286	8741	2941	846	929	**
	Sig. (2-tailed)	0,265	0,44	3,01	5,59	1,15	1,21	3,01		4,72	0,00	1,68	0,00	0,43	0,07	0,03	0,46	0,00	0,08	0,19	0,17	0,91	0,04	0,03	0,00	5,64	0,27	0,41	0,84	0,90	0,39	0,00	
		136	4285	E-06	E-08	E-05	E-08	E-06		E-10	1436	E-06	0948	5393	5945	8691	6795	0706	4823	5933	2304	3896	5582	3769	0761	E-05	3805	6775	561	0724	0379	4467	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16

	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16		
Cl mg/l	Correlation	0,357	0,24	,862	,915	,853	,924	,850	,971		,803	,888	,721	0,20	,503	0,47	0,16	,750	0,43	0,43	0,41	0,02	,509	,562	,718	,782	0,41	0,39	0,07	0,09	0,16	,679	
	Coefficient	047	4118	**	**	**	**	**	**	1	**	**	**	3571	*	059	0714	**	8235	8235	1765	3529	*	*	**	**	978	1608	3529	89	071	**	
	Sig. (2-tailed)	0,174	0,36	1,78	7,01	2,68	3,34	3,05	4,72		0,00	4,33	0,00	0,46	0,04	0,06	0,56	0,00	0,08	0,08	0,11	0,93	0,04	0,02	0,00	0,00	0,13	0,20	0,78	0,74	0,56	0,00	
	N	593	2213	E-05	E-07	E-05	E-07	E-05	E-10		0181	E-06	1638	6795	7063	5819	7197	082	953	953	3034	1074	4135	3537	1748	0341	5101	8063	6679	7868	7197	3793	
NO3 mg/l	Correlation	0,294	0,21	,659	,774	,697	,724	,621	,726	,803		,688	0,45	0,16	0,45	0,21	0,31	,524	0,26	0,21	0,19	0,07	0,18	0,27	0,47	0,45		0,24	0,03	0,28	0,28	0,44	
	Coefficient	823	1765	**	**	**	**	*	**	**	1	**	5882	0714	5882	176	7857	*	1765	4706	7059	6471	5294	0588	9412	2941	0,2	4755	235	022	2143	7059	
	Sig. (2-tailed)	0,267	0,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00		0,00	0,07	0,56	0,07	0,43	0,24	0,03	0,32	0,42	0,46	0,77	0,49	0,31	0,06	0,07	0,49	0,44	0,90	0,35	0,30	0,08	
	N	646	1083	5511	0439	2691	1534	0314	1436	0181		3204	5945	7197	5945	1083	8291	7413	741	4559	4464	8341	2057	0761	0239	8099	3004	3262	532	3764	8284	2537	
SO4 mg/l	Correlation	0,247	0,13	,968	,862	,765	,935	,953	,903	,888	,688		,759	0,32	,512	0,42	0,42	,829	,524	0,43	0,44	0,01	,576	,512	,803	,806	0,08	0,36		0,07		,685	
	Coefficient	414	2353	**	**	**	**	**	**	**	**	1	**	8571	*	647	8571	**	*	8235	4118	4706	*	*	**	**	1319	3636	0,05	6923	-0,15	**	
	Sig. (2-tailed)	0,355	0,62	9,13	1,78	0,00	1,07	1,21	1,68	4,33	0,00		0,00	0,23	0,04	0,09	0,11	7,09	0,03	0,08	0,08	0,95	0,01	0,04	0,00	0,00	0,78	0,24	0,85	0,80	0,59	0,00	
	N	561	5106	E-10	E-05	056	E-07	E-08	E-06	E-06	3204		0654	181	2723	9499	096	E-05	7413	953	4823	6892	9415	2723	0181	0164	2275	5265	41	2763	363	3392	
Li ug/l	Correlation	0,173	0,02	,676	,624	,535	,635	,641	,744	,721	0,45	,759		0,32	0,34	,676	0,17	,724	0,31	0,48	,632	0,23	,865	0,33	,824	,841	0,34	,587	0,23	0,12	0,37	,826	
	Coefficient	338	941	**	**	*	**	**	**	**	5882	**	1	1429	7059	**	8571	**	1765	5294	**	2353	**	5294	**	**	9451	*	5294	0879	143	**	
	Sig. (2-tailed)	0,520	0,91	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00		0,24	0,18	0,00	0,52	0,00	0,23	0,05	0,00	0,38	1,54	0,20	8,84	4,44	0,22	0,04	0,38	0,69	0,17	7,92	
	N	875	3896	4008	9856	2616	8182	7434	0948	1638	5945	0654		2719	7834	4008	4284	1534	98	6718	8578	6511	E-05	4255	E-05	E-05	069	4609	0356	4047	285	E-05	
Al ug/l	Correlation			,782	0,22	0,06	0,06	0,16	0,22	0,21	0,20	0,16	0,32	0,32		,582	0,04	,719	,543	,761	0,36	0,27	0,47	0,45	0,33	0,28	0,22	0,45	0,32	0,16	0,41	0,32	
	Coefficient	-,582*	**	8571	4286	786	7857	1429	7857	3571	0714	8571	1429	1	*	6429	**	*	**	4286	1429	1429	7143	2143	9286	8571	604	1678	7857	2088	3077	0,05	
	Sig. (2-tailed)	0,022	0,00	0,41	0,81	0,81	0,54	0,42	0,43	0,46	0,56	0,23	0,24		0,02	0,86	0,00	0,03	0,00	0,18	0,32	0,07	0,08	0,22	0,29	0,41	0,11	0,30	0,54	0,16	0,25	0,85	
	N	833	057	2566	9948	0109	9856	7714	5393	6795	7197	181	2719		2794	9492	378	6522	0991	191	7789	607	6678	6472	5665	2566	7283	791	9856	1751	9874	9541	
Si mg/l	Correlation	0,045	0,14	0,48	0,34	0,21	0,47	0,40	0,45	,503	0,45	,512	0,34	,582		0,05		,650	,568	0,46	0,38	0,27	0,32	0,36	0,39	0,49	0,09	0,28	,506	0,00	0,27	0,22	
	Coefficient	927	706	2353	7059	4706	3529	8824	5882	*	5882	*	7059	*	1	882	0,2	**	*	4706	2353	0588	9412	4706	7059	7059	011	6713	*	5495	1429	9412	
	Sig. (2-tailed)	0,865	0,58	0,05	0,18	0,42	0,06	0,11	0,07	0,04	0,07	0,04	0,18	0,02		0,82	0,47	0,00	0,02	0,06	0,14	0,31	0,21	0,16	0,12	0,05	0,75	0,36	0,04	0,98	0,32	0,39	
	N	88	6793	8459	7834	4559	3919	5888	5945	7063	5945	2723	7834	2794		8681	4814	6416	1815	9744	3859	0761	2801	4868	7806	0134	9339	6251	5582	5787	7789	272	
V ug/l	Correlation	0,438	0,27		0,44	,500	0,45	0,44	,521	0,47	0,21	0,42	,676	0,04	0,05		0,31	,509		0,15	0,30		,500	0,01	,709	,774	0,28	0,15	0,32	0,25	,754	,565	
	Coefficient	53	059	-0,4	118	*	882	118	*	059	176	647	**	6429	882	1	4286	*	-0,05	294	588		*	471	**	**	352	385	941	2747	**	*	
	Sig. (2-tailed)	0,089	0,31	0,12	0,08	0,04	0,07	0,08	0,03	0,06	0,43	0,09	0,00	0,86	0,82		0,25	0,04	0,85	0,57	0,24	0,71	0,04	0,95	0,00	0,00	0,32	0,63	0,21	0,40	0,00	0,02	
	N	289	0761	475	7154	858	3836	7154	8691	5819	1083	9499	4008	9492	8681		394	4135	41	1745	9254	2516	858	6892	2112	0439	5966	3091	2801	4774	1178	2663	
Cr ug/l	Correlation			,579	0,43	0,20	0,11	0,27	0,41	0,20	0,16	0,31	0,42	0,17	,719		0,31		0,27	0,50	0,00	0,02	0,22	0,12	0,18	0,18	0,00	,709	0,06	0,35	0,41	,569	0,04
	Coefficient	-,582*	*	2143	7143	0714	8571	4286	3571	0714	7857	8571	8571	**		0,2	4286	1	5	7143	714	5	1429	8571	9286	2143	3571	**	3636	357	2088	*	286
	Sig. (2-tailed)	0,022	0,02	0,10	0,45	0,69	0,31	0,12	0,46	0,56	0,24	0,11	0,52	0,00	0,47	0,25		0,32	0,05	0,97	0,92	0,42	0,64	0,49	0,51	0,98	0,00	0,85	0,19	0,16	0,03	0,87	
	N	833	3847	7693	8843	4463	4709	4715	6795	7197	8291	096	4284	378	4814	394		1211	3664	9844	9529	7714	7916	9263	5882	9921	6682	2539	6072	1751	3619	946	
Mn ug/l	Correlation	0,077	0,13	,765	,609	0,42	,724	,759	,756	,750	,524	,829	,724	,543	,650	,509	0,27		,606	,588	,550	0,12	,594		,879	,865	0,12	0,48	0,27	0,13	0,23	,679	
	Coefficient	039	235	**	*	9412	**	**	**	**	*	**	**	*	**	*	5	1	*	*	*	3529	*	0,4	**	**	5275	951	9412	1868	214	**	
	Sig. (2-tailed)	0,776	0,62	0,00	0,01	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	7,09	0,00	0,03	0,00	0,04	0,32		0,01	0,01	0,02	0,64	0,01	0,12	7,19	1,54	0,66	0,10	0,29	0,66	0,40	0,00	
	N	732	5106	056	2315	6936	1534	0654	0706	082	7413	E-05	1534	6522	6416	4135	1211		286	654	7294	8542	5232	475	E-06	E-05	9582	6252	4618	7608	5099	3793	

	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16			
Fe mg/l	Correlation	0,321	0,48	,500	0,40	0,23	0,42	0,46	0,44	0,43	0,26	,524	0,31	,761	,568		0,50	,606		0,43	0,28	0,22	0,43	,771	0,29	0,33	0,27	0,36	0,06	0,37	0,20	0,13	
	Coefficient	49	235	*	5882	5294	0588	7647	4118	8235	1765	*	1765	**	*	-0,05	7143	*		1	2353	2353	3529	2353	**	1176	8235	033	3636	176	9121	3571	8235
	Sig. (2-tailed)	0,224	0,05	0,04	0,11	0,38	0,10	0,06	0,08	0,08	0,32	0,03	0,23	0,00	0,02	0,85	0,05	0,01		0,09	0,28	0,40	0,09	0,00	0,27	0,20	0,34	0,24	0,82	0,20	0,46	0,60	
	N	668	8459	858	8792	0356	4768	7761	4823	953	741	7413	98	0991	1815	41	3664	286		4421	935	5298	4421	0477	3887	0066	9919	5265	0242	1406	6795	9666	
Co ug/l	Correlation	0,234	0,06	0,37	0,18	0,07	0,30	0,35	0,34	0,43	0,21	0,43	0,48	0,36	0,46	0,15	0,00	,588	0,43		,876	,576	,700	0,45	0,44	0,41	0,39	,979	0,17	,681	0,14	,621	
	Coefficient	08	471	9412	5294	6471	5882	8824	1176	8235	4706	8235	5294	4286	4706	294	714	*	2353		1	**	*	**	8824	4118	7647	3407	**	9412	*	643	*
	Sig. (2-tailed)	0,382	0,81	0,14	0,49	0,77	0,24	0,17	0,19	0,08	0,42	0,08	0,05	0,18	0,06	0,57	0,97	0,01	0,09		8,44	0,01	0,00	0,07	0,08	0,10	0,16	3,09	0,50	0,01	0,60	0,01	
	N	889	1821	7227	2057	8341	9254	2304	5933	953	4559	953	6718	191	9744	1745	9844	654	4421		E-06	9415	2535	3836	4823	7474	4032	E-08	614	034	255	0314	
Ni ug/l	Correlation	0,288	0,00	0,40	0,21	0,14	0,31	0,37	0,35	0,41	0,19	0,44	,632	0,27	0,38	0,30	0,02	,550	0,28	,876		,756	,826	0,26	,550	,512	0,38	,930	0,39	0,46	0,12	,721	
	Coefficient	897	2941	8824	7647	1176	1765	6471	8824	1765	7059	4118	**	1429	2353	588	5	*	2353	**	1	**	**	4706	*	*	022	**	1176	1538	143	**	
	Sig. (2-tailed)	0,277	0,99	0,11	0,41	0,60	0,23	0,15	0,17	0,11	0,46	0,08	0,00	0,32	0,14	0,24	0,92	0,02	0,28	8,44		0,00	7,92	0,32	0,02	0,04	0,17	1,17	0,13	0,11	0,66	0,00	
	N	833	1375	5888	8087	2003	98	0648	2304	3034	4464	4823	8578	7789	3859	9254	9529	7294	935	E-06		0706	E-05	1804	7294	2723	9906	E-05	4071	2376	6401	1638	
Cu ug/l	Correlation	0,059		0,01	0,12	0,14	0,07	0,03	0,02	0,02	0,07	0,01	0,23	0,47	0,27		0,22	0,12	0,22	,576	,756		,547	0,07		0,01	0,03	,783	0,34	,604	0,42	0,21	
	Coefficient	26	-0,3	4706	353	706	647	235	941	3529	6471	4706	2353	1429	0588	0,1	1429	3529	3529	*	**	1	*	0588	0,1	4706	736	**	7059	*	1429	7647	
	Sig. (2-tailed)	0,827	0,25	0,95	0,64	0,58	0,77	0,90	0,91	0,93	0,77	0,95	0,38	0,07	0,31	0,71	0,42	0,64	0,40	0,01	0,00		0,02	0,79	0,71	0,95	0,89	0,00	0,18	0,02	0,11	0,41	
	N	425	8936	6892	8542	6793	8341	532	3896	1074	8341	6892	6511	607	0761	2516	7714	8542	5298	9415	0706		8301	5039	2516	6892	9093	2586	7834	8673	7699	8087	
Zn ug/l	Correlation	0,097	0,19	0,49	0,35	0,30	0,41	0,45	,506	,509	0,18	,576	,865	0,45	0,32	,500	0,12	,594	0,43	,700	,826	,547		0,42	,659	,644	0,24	,944	0,31	0,52	0,26	,709	
	Coefficient	78	706	4118	2941	5882	7647	8824	*	*	5294	*	**	7143	9412	*	8571	*	2353	**	**	*	1	3529	**	**	3956	**	4706	7473	071	**	
	Sig. (2-tailed)	0,718	0,46	0,05	0,17	0,24	0,10	0,07	0,04	0,04	0,49	0,01	1,54	0,08	0,21	0,04	0,64	0,01	0,09	0,00	7,92	0,02	0,10	0,00	0,00	0,40	3,93	0,23	0,06	0,34	0,00		
	N	653	4464	1723	9959	9254	7474	3836	5582	4135	2057	9415	E-05	6678	2801	858	7916	5232	4421	2535	E-05	8301		2109	5511	7082	0625	E-06	5158	3955	7979	2112	
As ug/l	Correlation	0,035	0,11	,538	,544	0,42	0,45	0,47	,532	,562	0,27	,512	0,33	0,33	0,36	0,01	0,18		,771	0,45	0,26	0,07	0,42		0,16	0,29	0,22	0,46	0,28	0,37	0,01	0,24	
	Coefficient	56	471	*	*	0588	8824	6471	*	*	0588	*	5294	2143	4706	471	9286	0,4	**	8824	4706	0588	3529	1	4706	7059	6374	8531	529	3626	429	1176	
	Sig. (2-tailed)	0,895	0,67	0,03	0,02	0,10	0,07	0,06	0,03	0,02	0,31	0,04	0,20	0,22	0,16	0,95	0,49	0,12	0,00	0,07	0,32	0,79	0,10		0,54	0,26	0,43	0,12	0,28	0,20	0,95	0,36	
	N	989	2291	1493	9336	4768	3836	2059	3769	3537	0761	2723	4255	6472	4868	6892	9263	475	0477	3836	1804	5039	2109		2148	3863	6435	4455	4139	8554	97	8207	
Rb ug/l	Correlation	0,260	0,04	,744	,603	,541	,735	,759	,753	,718	0,47	,803	,824	0,28	0,39	,709	0,18	,879	0,29	0,44	,550		,659	0,16		,929	0,19	0,41	0,38	0,10		,765	
	Coefficient	748	1176	**	*	*	**	**	**	**	9412	**	**	9286	7059	**	2143	**	1176	4118	*		0,1	**	4706	1	**	1209	2587	2353	4396	-0,45	**
	Sig. (2-tailed)	0,329	0,87	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	8,84	0,29	0,12	0,00	0,51	7,19	0,27	0,08	0,02	0,71	0,00	0,54		1,94	0,51	0,18	0,14	0,73	0,09	0,00	
	N	362	9654	0948	3424	04	1172	0654	0761	1748	0239	0181	E-05	5665	7806	2112	5882	E-06	3887	4823	7294	2516	5511	2148		E-07	2584	2564	3859	4304	2357	056	
Sr ug/l	Correlation	0,333	0,15	,779	,703	,624	,788	,779	,835	,782	0,45	,806	,841	0,22	0,49	,774	0,00	,865	0,33	0,41	,512	0,01	,644	0,29	,929		0,29	0,33	0,39	0,01	,514	,744	
	Coefficient	342	2941	**	**	**	**	**	**	**	2941	**	**	8571	7059	**	3571	**	8235	7647	*		4706	**	7059	**	1	6703	5664	7059	6484	*	**
	Sig. (2-tailed)	0,207	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,64	0,00	0,07	0,00	4,44	0,41	0,05	0,00	0,98	1,54	0,20	0,10	0,04	0,95	0,00	0,26	1,94		0,30	0,28	0,12	0,95	0,04	0,00	
	N	065	1745	0372	2387	9856	0286	0372	E-05	0341	8099	0164	E-05	2566	0134	0439	9921	E-05	0066	7474	2723	6892	7082	3863	E-07		2967	6123	7806	7376	9839	0948	
Mo ug/l	Correlation	0,466	0,45	0,05	0,22	0,18	0,13	0,06	0,31	0,41		0,08	0,34	0,45	0,09	0,28	,709	0,12	0,27	0,39	0,38	0,03	0,24	0,22	0,19	0,29		0,44	0,05	0,04	0,48	,534	
	Coefficient	447	4945	0549	6374	2418	4066	3736	4286	978	0,2	1319	9451	604	011	352	**	5275	033	3407	022	736	3956	6374	1209	6703	1	2424	495	545	901	*	
	Sig. (2-tailed)	0,092	0,10	0,86	0,43	0,53	0,64	0,82	0,27	0,13	0,49	0,78	0,22	0,11	0,75	0,32	0,00	0,66	0,34	0,16	0,17	0,89	0,40	0,43	0,51	0,30		0,20	0,85	0,89	0,08	0,04	
	N	707	2154	3742	6435	2509	772	8626	3805	5101	3004	2275	069	7283	9339	5966	6682	9582	9919	4032	9906	9093	0625	6435	2584	2967		0423	2008	4427	9913	916	

	N	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	13	14	14	13	14	14	14	14	14	14	14	14	14	10	14	11	13	14		
Cd ug/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Correlation	0,249	0,04	0,36	0,21	0,14	0,26	0,31	0,25	0,39	0,24	0,36	,587	0,32	0,28	0,15	0,06	0,48	0,36	,979	,930	,783	,944	0,46	0,41	0,33	0,44	0,17	,733	0,00	,685	
	Coefficient	15	196	3636	6783	6853	5734	4685	8741	1608	4755	3636	*	1678	6713	385	3636	951	3636	**	**	**	**	8531	2587	5664	2424	1	4825	*	909	*
	Sig. (2-tailed)	0,434	0,89	0,24	0,49	0,64	0,40	0,31	0,41	0,20	0,44	0,24	0,04	0,30	0,36	0,63	0,85	0,10	0,24	3,09	1,17	0,00	3,93	0,12	0,18	0,28	0,20	0,58	0,01	0,97	0,01	
		854	6986	5265	8556	8796	3833	9139	6775	8063	3262	5265	4609	791	6251	3091	2539	6252	5265	E-08	E-05	2586	E-06	4455	2564	6123	0423	6824	5801	8837	3906	
	N	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	10	12	12	10	11	12
Ba ug/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Correlation	0,229	0,03	0,01	0,10	0,02	0,07	0,00	0,05	0,07	0,03		0,23	0,16	,506	0,32	0,35	0,27	0,06	0,17	0,39	0,34	0,31	0,28	0,38	0,39	0,05	0,17	0,15	0,08	0,15	
	Coefficient	636	5294	1765	588	353	3529	588	2941	3529	235	0,05	5294	7857	*	941	357	9412	176	9412	1176	7059	4706	529	2353	7059	495	4825	1	934	571	5882
	Sig. (2-tailed)	0,392	0,89	0,96	0,69	0,93	0,78	0,98	0,84	0,78	0,90	0,85	0,38	0,54	0,04	0,21	0,19	0,29	0,82	0,50	0,13	0,18	0,23	0,28	0,14	0,12	0,85	0,58	0,60	0,76	0,56	
		245	6753	5508	6334	1074	6679	2751	561	6679	532	41	0356	9856	5582	2801	6072	4618	0242	614	4071	7834	5158	4139	3859	7806	2008	6824	3088	1334	4282	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16
Pb ug/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Correlation	0,286	0,51	0,03	0,18	0,23	0,05	0,02	0,03	0,09	0,28	0,07	0,12	0,41	0,00	0,25	0,41	0,13	0,37	,681	0,46	,604	0,52	0,37	0,10	0,01	0,04	,733	0,15	0,05	0,07	
	Coefficient	94	099	2967	132	626	495	1978	846	89	022	6923	0879	2088	5495	2747	2088	1868	9121	*	1538	*	7473	3626	4396	6484	545	*	934	1	594	6923
	Sig. (2-tailed)	0,341	0,07	0,91	0,55	0,43	0,85	0,94	0,90	0,74	0,35	0,80	0,69	0,16	0,98	0,40	0,16	0,66	0,20	0,01	0,11	0,02	0,06	0,20	0,73	0,95	0,89	0,01	0,60	0,86	0,80	
		85	4329	4856	3295	7084	8504	3186	0724	7868	3764	2763	4047	1751	5787	4774	1751	7608	1406	034	2376	8673	3955	8554	4304	7376	4427	5801	3088	2898	2763	
	N	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	11	10	13	13	12	13
Th ug/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Correlation	0,430	0,33	0,12	0,09	0,22	0,20	0,22	0,23	0,16	0,28		0,37	0,32	0,27	,754	,569	0,23	0,20	0,14	0,12	0,42	0,26	0,01		,514	0,48	0,00	0,08	0,05	0,36	
	Coefficient	11	571	143	286	143	357	143	929	071	2143	-0,15	143	3077	1429	**	*	214	3571	643	143	1429	071	429	-0,45	*	901	909	571	594	1	429
	Sig. (2-tailed)	0,109	0,22	0,66	0,74	0,42	0,46	0,42	0,39	0,56	0,30	0,59	0,17	0,25	0,32	0,00	0,03	0,40	0,46	0,60	0,66	0,11	0,34	0,95	0,09	0,04	0,08	0,97	0,76	0,86	0,18	
		544	1212	6401	2045	7714	6795	7714	0379	7197	8284	363	285	9874	7789	1178	3619	5099	6795	255	6401	7699	7979	97	2357	9839	9913	8837	1334	2898	191	
	N	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	14	15	15	14	15	15	15	15	15	15	15	15	15	13	11	15	12	15	15
U ug/l		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Correlation	0,453	0,24	,600	,588	0,45	,597	,585	,671	,679	0,44	,685	,826		0,22	,565	0,04	,679	0,13	,621	,721	0,21	,709	0,24	,765	,744	,534	,685	0,15	0,07	0,36	
	Coefficient	346	7059	*	*	2941	*	*	**	**	7059	**	**	0,05	9412	*	286	**	8235	*	**	7647	**	1176	**	**	*	*	5882	6923	429	1
	Sig. (2-tailed)	0,077	0,35	0,01	0,01	0,07	0,01	0,01	0,00	0,00	0,08	0,00	7,92	0,85	0,39	0,02	0,87	0,00	0,60	0,01	0,00	0,41	0,00	0,36	0,00	0,00	0,04	0,01	0,56	0,80	0,18	
		8	6275	4007	654	8099	461	7225	4467	3793	2537	3392	E-05	9541	272	2663	946	3793	9666	0314	1638	8087	2112	8207	056	0948	916	3906	4282	2763	191	
	N	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	14	12	16	13	15	16

LIITE 2. GTK:n 90-luvulla sekä Turun ja Helsingin yliopiston vuosina
2003-2014 keräämät tutkimustulokset.

Taulukko 1. Rikastushiekka alueen päällä olevat kaksi lampea PI-1 ja PI-2. Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset. Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo.

		PI-1		PI-2							
Näytenimi		PI-1	Peura-lampi	P1	P1	V12	PI-2	PI-2	PI-2	PI-2	Swan Lake
Vuosi		2005	2014	1992	1996	2003	2004	2005	2007	2008	2014
pH	pH		4.74	4.6	5.2	4.8			4.1		3.65
pH (labra)	pH	3.35		4.3	4.52	4.002	3.71	3.36	4.18	4.32	
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹		62.4		238				45.3		239.9
EC (labra)											
25°C	m·Sm ⁻¹	54.6		151.4	228.5	154	206.6	64.9	55	57.4	
Na	mg·l ⁻¹	7.5		18.4	58.45	17.526	45.69	7.885	6.5	7.55	
K	mg·l ⁻¹	5.581		8.81	11.05	6.5	15.19	4.133	2.7	5.22	
Ca	mg·l ⁻¹	21.17		139	210.5	208.118	264.4	39.71	25.43	46.36	
Mg	mg·l ⁻¹	5.592		114	224	128.595	549	13.67	60.18	108.4	
F	mg·l ⁻¹			0.96	2.15	1.266					
Cl	mg·l ⁻¹	2.9		2.8	3.69	3.237	0.7	1.7	6.7	1.7	
NO ₃	mg·l ⁻¹	4.4		<0.2	0.1875	12.021	9.68	3.08	<0.01	3.08	
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	200		829	1505	1 010.5	3 400	490	390	500	
HCO ₃	mg·l ⁻¹ / mmol·l ⁻¹	0/-		-/0.05	-/0.02	0.49/-	0/-	0/-	1.44/-	18.2/-	
T (kenttä)	°C			13.8	7.75	-0.1					
Li	µg·l ⁻¹			19	1.5						
Al	µg·l ⁻¹			1660	599.35	3 500					
Si	mg·l ⁻¹			4.33	5.56						
V	µg·l ⁻¹			<0.09							
Cr	µg·l ⁻¹			0.76	1						
Mn	µg·l ⁻¹			1120	1810						
Fe	mg·l ⁻¹	30.88		1.08	1.85	10	14.34	21.39	5.32		
Co	µg·l ⁻¹			8.7	10.8						
Ni	µg·l ⁻¹			7.14	8.045						
Cu	µg·l ⁻¹	117		40.3	8.93	15 000	558	<80	<80	<80	
Zn	µg·l ⁻¹	2 487		3830	3028	3 767.9	26 650	3 509	921	1 810	
As	µg·l ⁻¹			1.67	1.23	13					
Rb	µg·l ⁻¹										
Sr	µg·l ⁻¹			406	534						
Mo	µg·l ⁻¹			<0.05	0.15						
Cd	µg·l ⁻¹			16.9	7.8	25					
Ba	µg·l ⁻¹			19.6	22.5						
Pb	µg·l ⁻¹	345		28.7	17.265	40	648	572	250	<200	
Th	µg·l ⁻¹			0.14	0.1						
U	µg·l ⁻¹			0.55	0.25						

Taulukko 2. Kiskonjokeen laskevan puron suu (PI-3). Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset. Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo.

		PI-3							
Näytenimi		P2	P2	V11	PI-3	PI-3	PI-3	PI-3	PI-3
Vuosi		1992	1996	2003	2004	2005	2007	2008	2014
pH (kenttä)	pH			6.5			3.73		6.09
pH (labra)	pH	4.9	4.78	5.393	4.47	3.74	4.04	5.45	
EC (kenttä)	m-Sm ⁻¹						126		288.7
EC (labra) 25°C	m-Sm ⁻¹	181.6	354.5	187	36.6	98	117	103.0	
Na	mg·l ⁻¹	20.8	54	15.137	6.067	8.964	24.23	9.16	
K	mg·l ⁻¹	9.47	14.5	7.25	2.079	2.584	5.46	6.92	
Ca	mg·l ⁻¹	168	300	195.129	38.17	92.29	69.53	116.5	
Mg	mg·l ⁻¹	114	402.5	172.904	64.49	17.23	136.9	163.2	
F	mg·l ⁻¹	1.1	1.46	1.432					
Cl	mg·l ⁻¹	2.9	5.125	<1	2.8	0.5	2.2	0.8	
NO ₃	mg·l ⁻¹	<0.2	0.0825	4.985	4.4	2.64	0.44	4.40	
SO ₄ ²	mg·l ⁻¹	1050	2685	1169.548	320	640	1000	900	
HCO ₃	mg·l ⁻¹			3.23	9.6	0	<0.5	12.5	
T (kenttä)	°C			0.5					
Li	µg·l ⁻¹	23.3	<3						
Al	µg·l ⁻¹	1520	346	700					
Si	mg·l ⁻¹	5.46	7.69						
V	µg·l ⁻¹								
Cr	µg·l ⁻¹	0.81	<2						
Mn	µg·l ⁻¹	1560	2905						
Fe	mg·l ⁻¹	7.87	3.51	25	8.2	15.4	4.89		
Co	µg·l ⁻¹	16.5	52.9	<10					
Ni	µg·l ⁻¹	13.7	25.25						
Cu	µg·l ⁻¹	85.3	13.05	10	191	<80	<80	<80	
Zn	µg·l ⁻¹	7470	4800	9737.2	2877	9111	2970	5800	
As	µg·l ⁻¹	2.91	3.26	0.015					
Rb	µg·l ⁻¹		15.5						
Sr	µg·l ⁻¹	461	1060						
Mo	µg·l ⁻¹	<0.01	<0.3						
Cd	µg·l ⁻¹	18	1.775	22					
Ba	µg·l ⁻¹	18.5	21.05						
Pb	µg·l ⁻¹	16.4	0.555	30	<200	473	220	<200	
Th	µg·l ⁻¹	0.11	<0.2						
U	µg·l ⁻¹	0.68	1.21						

Taulukko 3. Kiskonjokeen laskevan puron kohta ennen kuin ensimmäinen sivuhaara laskee puroon (PI-4) ja sivuhaaran jälkeen (PI-5). Taulukkoon on koottuna Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset. Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo.

		PI-4		PI-5				
Näyttenimi		PI-4	PI-4	V4	PI-6	PI-6	PI-4	PI-5
Vuosi		2004	2005	2003	2004	2005	2007	2008
pH (kenttä)	pH			6.5			5.83	
pH (labra)	pH	4.63	3.69	5.784	6.08	4.38	5.77	6.03
EC (kenttä)	m-Sm ⁻¹						66.9	
EC (labra) 25°C	m-Sm ⁻¹	45.6	97		28.6	52.3	64.5	57.1
Na	mg·l ⁻¹	5.739	8.985	17.171	5.802	4.868	16.82	13.20
K	mg·l ⁻¹	1.894	3.572	1.9	1.643	2.049	3.35	4.82
Ca	mg·l ⁻¹	33.38	64.64	157.604	27.69	26.34	49.45	88.88
Mg	mg·l ⁻¹	54.9	14.18	106.95	24.69	4.818	60.9	90.94
F	mg·l ⁻¹			0.894				
Cl	mg·l ⁻¹	16.4	5	6.79	6	11	7.7	2.4
NO ₃	mg·l ⁻¹	4.84	8.8	4.543	9.68	3.08	2.2	0.44
SO ₄ ²	mg·l ⁻¹	270	510	745.743	140	230	370	570
HCO ₃	mg·l ⁻¹	0.84	0		11.52	0	17.76	32.6
T (kenttä)	°C			-0.2				
Li	µg·l ⁻¹							
Al	µg·l ⁻¹			450				
Si	mg·l ⁻¹							
V	µg·l ⁻¹							
Cr	µg·l ⁻¹							
Mn	µg·l ⁻¹							
Fe	mg·l ⁻¹	7.259	13.86	4	2.099	6.279	<0.2	
Co	µg·l ⁻¹							
Ni	µg·l ⁻¹							
Cu	µg·l ⁻¹	140	121	3	109	<80	<80	<80
Zn	µg·l ⁻¹	2 156	6 525	5 039	879	3 236	1 727	2352.00
As	µg·l ⁻¹							
Rb	µg·l ⁻¹							
Sr	µg·l ⁻¹							
Mo	µg·l ⁻¹							
Cd	µg·l ⁻¹			<200				
Ba	µg·l ⁻¹							
Pb	µg·l ⁻¹	100	275	<100	329	519	220	<100
Th	µg·l ⁻¹							
U	µg·l ⁻¹							

Taulukko 4. Kiskonjokeen laskevan puron kohta ennen pohjoisinta tulevaa sivuhaaraa (PI-6), alajuoksu (PI-7) ja puron suu (PI-8). Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PI-6			PI-7				PI-8				
Näytenimi		V3	PI-7	PI-7	PI-8	PI-8	PI-6	PI-7	P4	P4	V2	PI-9	PI-9
Vuosi		2003	2004	2005	2004	2005	2007	2008	1992	1996	2003	2004	2005
pH (kenttä)	pH	6.5									6.9		
pH (labra)	pH	6.406	5.39	5.1	5.67	5.5	6.64	6.72	6.2	6.79	6.865	5.95	6.28
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹						8.47				10.9		
EC (labra)	m·Sm ⁻¹											8.5	9.02
25°C	m·Sm ⁻¹	131.1	19.6	45.1	18.1	43.4	8.44	13.6					
Na	mg·l ⁻¹	25.038	5.735	7.495	5.574	7.23	4.9	5.63	16.4	14.9	5.727	4.7	3.934
K	mg·l ⁻¹	2.3	1.655	9.047	1.687	3.967	1.59	1.89	5.07	4.87	2.65	1.857	1.636
Ca	mg·l ⁻¹	153.008	25.52	30.69	22.02	30.26	6.27	10.54	94.4	60.8	15.825	12.08	8.243
Mg	mg·l ⁻¹	93.539	29.99	4.376	25.74	4.739	3.43	6.70	58.4	49.9	<2	7.861	0.925
F	mg·l ⁻¹	0.66							0.4	0.22	0.118		
Cl	mg·l ⁻¹	16.082	6.5	6.5	6.3	4.6	5.5	6.1			6.007	5.7	5.6
NO ₃	mg·l ⁻¹	5.644	6.6	3.52	7.48	3.08	1.76	7.04	0.4	15	5.887	10.12	4.48
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	722.004	150	220	140	220	21	34	481	301	12.457	43	25
HCO ₃	mg·l ⁻¹ / mmol·l ⁻¹	53.45/-	10.08/-	3.6/-	4.32/-	7.68/-	35.04/-	43.2/-	-/0.24	-/0.76	33.32/-	13.2/-	15.48/-
T (kenttä)	°C	-0.1							12.3	6.8			
Li	µg·l ⁻¹								12.5	4.84			
Al	µg·l ⁻¹								172	71.3	300		
Si	mg·l ⁻¹								6.83	5.05			
V	µg·l ⁻¹								0.06	0.23			
Cr	µg·l ⁻¹								0.7	0.73			
Mn	µg·l ⁻¹								1180	323			
Fe	mg·l ⁻¹	15	3.296	7.026	3.097	3.122	<0.2		0.33	0.24	0.5	1.105	0.908
Co	µg·l ⁻¹								12.4	1.71			
Ni	µg·l ⁻¹								15.6	2.76			
Cu	µg·l ⁻¹	6	287	<80	209	115	<80	<80	73.7	14.5	3	40	<80
Zn	µg·l ⁻¹	4 081	1 426	4 168	1 402	3 282	25	73.00	2150	729	25.7	275	173
As	µg·l ⁻¹	5							0.63	0.81			
Rb	µg·l ⁻¹									3.23			
Sr	µg·l ⁻¹								292	219			
Mo	µg·l ⁻¹								<0.06	0.13			
Cd	µg·l ⁻¹	<200							4.78	1.09	<20		
Ba	µg·l ⁻¹								25.5	20.9			
Pb	µg·l ⁻¹	<50	268	577	405	631	300	<200	0.1	1.11	20	471	700
Th	µg·l ⁻¹								0.11	0.03			
U	µg·l ⁻¹								0.08	0.16			

Taulukko 6. Kiskonjokeen vievään puroon liittyvä ensimmäinen sivuhaara (PI-13) ja puroon myöhemmin alajuoksulla pohjoisesta liittyvä sivuhaara (PI-14). Taulukkoon on koottuna Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset

		PI-13			PI-14	
Näyttenimi		PI-5	PI-5	PI-4	PI-5	PI-6
Vuosi		2004	2005	2008	2007	2008
pH (kenttä)	pH					
pH (labra)	pH	6,22	6,30	6,49	6,38	6,60
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹				47,3	
EC (labra) 25°C	m·Sm ⁻¹	4,60	7,46	9,9	45,3	40,7
Na	mg·l ⁻¹	3,16	3,69	5,72	26,18	16,05
K	mg·l ⁻¹	1,36	1,25	1,32	2,28	2,96
Ca	mg·l ⁻¹	7,71	2,50	9,19	43,31	39,74
Mg	mg·l ⁻¹	2,79	<0.2	3,79	21,61	24,23
F	mg·l ⁻¹					
Cl	mg·l ⁻¹	5,00	5,70	5,8	19,2	11,1
NO ₃	mg·l ⁻¹	10,56	1,32	2,20	5,28	8,80
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	16,00	2,00	20	900	110
HCO ₃	mg·l ⁻¹	9,12	20,40	43,2	132	117,2
T (kenttä)	°C					
Li	µg·l ⁻¹					
Al	µg·l ⁻¹					
Si	mg·l ⁻¹					
V	µg·l ⁻¹					
Cr	µg·l ⁻¹					
Mn	µg·l ⁻¹					
Fe	mg·l ⁻¹	0,29	0,63		<0,2	
Co	µg·l ⁻¹					
Ni	µg·l ⁻¹					
Cu	µg·l ⁻¹	40	<80	170	<80	100
Zn	µg·l ⁻¹	40	60	30	43	120
As	µg·l ⁻¹					
Rb	µg·l ⁻¹					
Sr	µg·l ⁻¹					
Mo	µg·l ⁻¹					
Cd	µg·l ⁻¹					
Ba	µg·l ⁻¹					
Pb	µg·l ⁻¹	220	630	<200	<200	<200
Th	µg·l ⁻¹					
U	µg·l ⁻¹					

Taulukko 7. Suolta rikastushiekka-alueelle laskevat purot (PI-15) ja (PI-16) sekä Kiskonjoen yläjuoksulta, ennen kun rikastushiekka-alueelta tuleva puro liittyy jokeen (PI-17). Taulukkoon on koottuna Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset. Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo.

		PI-15			PI-16	PI-17						
Näytenimi		PI-1	PI-1	PI-1	PI-1	P5	P5	PI-10	PI-10	PI-8	PI-9	PI-9
Vuosi		2004	2008	2014	2007	1992	1996	2004	2005	2007	2008	2014
pH (kenttä)	pH			6,2	3,71	6,90	6,70			6,69		7,82
pH (labra)	pH	4,21	6,46		3,90	6,40	6,80	6,40	6,60	6,64	7,01	
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹			4,30	5,08		7,80			9,30		8,38
EC (labra)												
25°C	m·Sm ⁻¹	4,60	4,1		5,53	8,70	7,95	5,70	11,00	11,50	7,3	
Na	mg·l ⁻¹	2,70	2,16		1,44	4,04	11,57	4,40	3,41	6,94	5,11	
K	mg·l ⁻¹	1,09	0,49		0,18	1,56	0,98	1,91	5,58	1,44	1,67	
Ca	mg·l ⁻¹	2,39	2,50		1,51	7,28	3,28	8,43	2,78	5,98	8,22	
Mg	mg·l ⁻¹	1,97	1,24		0,92	3,13	1,80	5,70	0,71	3,16	3,55	
F	mg·l ⁻¹					0,14	0,06					
Cl	mg·l ⁻¹	8,90	5,6		13,50	5,60	4,89	5,80	6,60	7,50	6,3	
NO ₃	mg·l ⁻¹	0,13	8,80		<0,01	0,40	0,11	7,92	5,28	1,32	3,96	
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	0,50	1		<0,1	10,40	9,57	13,00	11,00	12,00	12	
HCO ₃	mg·l ⁻¹ / mmol·l ⁻¹	-/0,00	18,2/-		<0,05/-	-/0,43	-/0,40	16,92/-	15,00/-	25,92/-	36,0/-	
T (kenttä)	°C					14,00	8,05					
Li	µg·l ⁻¹					1,34	<0.3					
Al	µg·l ⁻¹					72,60	106,95					
Si	mg·l ⁻¹					1,49						
V	µg·l ⁻¹					0,41	0,70					
Cr	µg·l ⁻¹					0,32	2,34					
Mn	µg·l ⁻¹					19,10	37,35					
Fe	mg·l ⁻¹	1,16			1,97	0,14	0,34	0,42	1,42	<0.2		
Co	µg·l ⁻¹					0,07	0,06					
Ni	µg·l ⁻¹					1,10	1,12					
Cu	µg·l ⁻¹	70	<80		<80	1,62	2,67	<80	<80	<80	<80	
Zn	µg·l ⁻¹	170	<20		<18	3,39	3,69	150	60	<18	20	
As	µg·l ⁻¹					0,69	0,56					
Rb	µg·l ⁻¹						2,01					
Sr	µg·l ⁻¹					37,80	32,00					
Mo	µg·l ⁻¹					0,17	0,11					
Cd	µg·l ⁻¹					<0,03	<0,2					
Ba	µg·l ⁻¹					0,31	5,47					
Pb	µg·l ⁻¹	250	<200		290	0,16	0,65	540	210	210	<200	
Th	µg·l ⁻¹					0,04	0,03					
U	µg·l ⁻¹					0,21	0,28					

Taulukko 8. Aikonlahteen laskevaan puroon tulevat kaksi sivuhaaraa (PI-18) ja (PI-19). Taulukkoon on koottuna Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PI-18			PI-19
Näyttenimi		PI-13	PI-10	PI-14	PI-12
Vuosi		2005	2007	2008	2007
pH (kenttä)	pH		6,03		5,67
pH (labra)	pH	6,37	6,16	6,67	6,04
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹		10,30		6,27
EC (labra) 25°C	m·Sm ⁻¹	8,65	9,53	12,4	8,73
Na	mg·l ⁻¹	4,61	5,25	5,18	3,78
K	mg·l ⁻¹	1,76	1,35	2,63	0,77
Ca	mg·l ⁻¹	6,50	5,23	12,41	4,38
Mg	mg·l ⁻¹	0,36	3,11	4,25	1,68
F	mg·l ⁻¹				
Cl	mg·l ⁻¹	5,00	4,10	4,6	8,7
NO ₃	mg·l ⁻¹	4,40	<0.001	3,96	2,2
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	11,00	<1	16	20
HCO ₃	mg·l ⁻¹	26,04	45,60	62,4	18,72
CaCO ₃	mg·l ⁻¹	21,70	38,00	52,0	15,6
T (kenttä)	°C				
Li	µg·l ⁻¹				
Al	µg·l ⁻¹				
Si	mg·l ⁻¹				
V	µg·l ⁻¹				
Cr	µg·l ⁻¹				
Mn	µg·l ⁻¹				
Fe	mg·l ⁻¹	0,59	0,27		0,22
Co	µg·l ⁻¹				
Ni	µg·l ⁻¹				
Cu	µg·l ⁻¹	90	<80	<80	<80
Zn	µg·l ⁻¹	950	<18	<20	<18
As	µg·l ⁻¹				
Rb	µg·l ⁻¹				
Sr	µg·l ⁻¹				
Mo	µg·l ⁻¹				
Cd	µg·l ⁻¹				
Ba	µg·l ⁻¹				
Pb	µg·l ⁻¹	420	<200	<200	<200
Th	µg·l ⁻¹				
U	µg·l ⁻¹				

Taulukko 9. Rikastushiekka-alueella olevat pohjavesiputket (PO-2) ja (PO-6). Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PO-2					PO-6	
Näyttenimi		PVP2	AI-PO-2	PO-2B	PO-2	PO-2	PO-2	
Vuosi		1996	2004	2005	2007	2008	2014	
pH (kenttä)	pH	6,3			6,1		6,6	6,7
pH (labra)	pH		5,8	5,9	5,7	6		6,9
EC (kenttä)	m-Sm ⁻¹	1 240			15 180		11 000	1 268
EC (labra)	m-Sm ⁻¹		9 000	11 600	11 100	4 950		4 750
Na	mg·l ⁻¹	123,2	91	88,1	103,2	75,9		72,8
K	mg·l ⁻¹	53,2	67,4	56,1	63,1	56,9		58,3
Ca	mg·l ⁻¹	387,5	413,5	340,9	358,8	340,7		417,5
Mg	mg·l ⁻¹	2 160	4 251	404,2	2 654	2 611		2 385
F	mg·l ⁻¹							
Cl	mg·l ⁻¹	4,4	0,1	1,8	1,5	18,8		5,9
NO ₃	mg·l ⁻¹	<0,4	44	18,9	<0.01	0		0,4
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	9 085	22 800	16 000	19 000	15 000		10 480
HCO ₃	mg·l ⁻¹		678	336	329	703.2		724.8
T (kenttä)	°C	10,3						9
Li	µg·l ⁻¹							
Al	µg·l ⁻¹	60,3						32
Si	mg·l ⁻¹							
V	µg·l ⁻¹							
Cr	µg·l ⁻¹	<0,3						<10
Mn	µg·l ⁻¹	2 375						6 075
Fe	mg·l ⁻¹	319,5	6 732	2 754	2 697			447
Co	µg·l ⁻¹							
Ni	µg·l ⁻¹	8,6						46,1
Cu	µg·l ⁻¹	2,5	200	<80	<80	200		7
Zn	µg·l ⁻¹	996	159 900	25 100	7 900	3 000		9 098
As	µg·l ⁻¹							2,9
Rb	µg·l ⁻¹							
Sr	µg·l ⁻¹							
Mo	µg·l ⁻¹	2,7						<1
Cd	µg·l ⁻¹	0,2						<1
Ba	µg·l ⁻¹	26,6						20,9
Pb	µg·l ⁻¹	0,8	700	300	<200	100		0,7
Th	µg·l ⁻¹							
U	µg·l ⁻¹							

Taulukko 10. Metsässä rikastushiekka-alueen luoteispuolella oleva pohjavesiputki (PO-3) ja koillisessa rikastushiekka-alueen ulkopuolella oleva pohjavesiputki (PO-8). Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Vuoden 1996 tulos on elo- ja lokakuun tulosten keskiarvo. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PO-3					PO-8	
Näyttenimi		PVP3	AI-PO-3	PO-3	PO-3	PO-3	PO-8	PO-8
Vuosi		1996	2004	2007	2008	2014	2008	2014
pH (kenttä)	pH	6.3		6.5		6.7		6.3
pH (labra)	pH		6.4	6.2	6.5		5.9	
EC (kenttä)	m-Sm ⁻¹	207.0		2 309.0		2 390.0		249.2
EC (labra) 25°C	m-Sm ⁻¹		1 295.0	2 400.0	1 480.0		532.0	
Na	mg·l ⁻¹	84.3	29.1	37.4	23.6		7.9	
K	mg·l ⁻¹	6.8	7.0	7.6	7.1		1.0	
Ca	mg·l ⁻¹	379.8	264.6	264.9	257.0		70.5	
Mg	mg·l ⁻¹	115.3	292.1	197.2	230.1		39.6	
F	mg·l ⁻¹							
Cl	mg·l ⁻¹	5.9	6.0	6.4	1.1		7.2	
NO ₃	mg·l ⁻¹	<0.4	0.0	<0.01	0.0		5.7	
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	1 065.0	1 800.0	1 100.0	1 400.0		340.0	
HCO ₃	mg·l ⁻¹		213.6	298.1	303.4		13 399.0	
T (kenttä)	°C	7.4						
Li	µg·l ⁻¹							
Al	µg·l ⁻¹	26.0						
Si	mg·l ⁻¹							
V	µg·l ⁻¹							
Cr	µg·l ⁻¹	<5						
Mn	µg·l ⁻¹	6 660.0						
Fe	mg·l ⁻¹	15.7	84.5	45.0				
Co	µg·l ⁻¹							
Ni	µg·l ⁻¹	11.9						
Cu	µg·l ⁻¹	9.5	40	<80	40		40	
Zn	µg·l ⁻¹	133.9	1 000	30	110		40	
As	µg·l ⁻¹							
Rb	µg·l ⁻¹							
Sr	µg·l ⁻¹							
Mo	µg·l ⁻¹	<1						
Cd	µg·l ⁻¹	0.43						
Ba	µg·l ⁻¹	54.2						
Pb	µg·l ⁻¹	0.6	700	<20	100		100	
Th	µg·l ⁻¹							
U	µg·l ⁻¹							

Taulukko 11. Kiskonjokeen vievän puron puolivälissä oleva pohjavesiputki (PO-4) ja rikastushiekka-altaan koillisen padon jälkeinen suotovesiallas (S-1). Taulukkoon on koottuna GTK:n sekä Turun ja Helsingin yliopiston keräämät näytetulokset (Sipilä 1996). Vuoden 1996 tulos on syys- ja lokakuun tulosten keskiarvo. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PO-4		S-1			
Näyttenimi		PO-4	PO-4	P3	S-2	PO-5	PO-5
Vuosi		2007	2014	1996	2005	2007	2008
pH (kenttä)	pH	6.97	6.92	7.30			
pH (labra)	pH	6.34		6.49	6.83	6.48	6.69
EC (kenttä)	m-Sm ⁻¹	372.00	342.00	470.00			
EC (labra) 25°C	m-Sm ⁻¹	355.00			3900.00	2430.00	2190.00
Na	mg·l ⁻¹	8.72		41.90	43.93	14.65	14.06
K	mg·l ⁻¹	3.03		13.41	14.40	20.25	22.34
Ca	mg·l ⁻¹	40.58		336.00	400.50	515.90	521.50
Mg	mg·l ⁻¹	14.29		162.30	119.60	173.10	305.90
F	mg·l ⁻¹			1.99			
Cl	mg·l ⁻¹	50.00		48,4	0.40	0.80	0.10
NO ₃	mg·l ⁻¹	<0.01		<0.03	44.00	<0.01	4.84
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	80.00		1 331	4 000	1 700	2 300
HCO ₃	mg·l ⁻¹ / mmol·l ⁻¹	68.16/-		-/3.80	220.8/-	271.68/-	
T (kenttä)	°C						
Li	µg·l ⁻¹			16.10			
Al	µg·l ⁻¹			34.20			
Si	mg·l ⁻¹			2.02			
V	µg·l ⁻¹			<0.2			
Cr	µg·l ⁻¹			<2			
Mn	µg·l ⁻¹			1469			
Fe	mg·l ⁻¹	<0.2		0.10	14.75	4.19	
Co	µg·l ⁻¹						
Ni	µg·l ⁻¹			5.97			
Cu	µg·l ⁻¹	<80		6.94	<80	<80	170
Zn	µg·l ⁻¹			141.95	22 390	1 310	810
As	µg·l ⁻¹			0.54			
Rb	µg·l ⁻¹						
Sr	µg·l ⁻¹			947.00			
Mo	µg·l ⁻¹			<0.3			
Cd	µg·l ⁻¹			<0.2			
Ba	µg·l ⁻¹			36.70			
Pb	µg·l ⁻¹			0.52	500	<200	100
Th	µg·l ⁻¹			<0.2			
U	µg·l ⁻¹			4.47			

Taulukko 12. Rikastushiekka-alueen ulkopuolinen pohjavesiputki PO-1 ja talousvesikaivo K-1. Taulukkoon on koottuna Turun yliopiston yliopiston keräämät näytetulokset. Sinisellä pohjalla on kevään (helmi-maaliskuu) näytetulokset ja oranssilla syksyn (syys-lokakuu) näytetulokset.

		PO-1		K-1	
Näytenimi		AI-PO-1	PO-1	PO-6	PO-4
Vuosi		2004	2007	2007	2008
pH (kenttä)	pH		5.74	6.74	
pH (labra)	pH	5.42	5.46	6.25	6.91
EC (kenttä)	m·Sm ⁻¹		66.00	153.00	
EC (labra) 25°C	m·Sm ⁻¹	150.00	44.30	149.00	146.00
Na	mg·l ⁻¹	3.43	5.83	7.27	5.89
K	mg·l ⁻¹	0.44	0.43	1.43	1.72
Ca	mg·l ⁻¹	3.93	3.00	22.27	22.85
Mg	mg·l ⁻¹	2.33	1.51	3.93	4.74
F	mg·l ⁻¹				
Cl	mg·l ⁻¹	4.40	5.30	3.70	3.70
NO ₃	mg·l ⁻¹	6.16	0.01	2.20	3.08
SO ₄ ²⁻	mg·l ⁻¹	14.00	11.00	24.00	26.00
HCO ₃	mg·l ⁻¹	12.96/-	12/-	61.44/-	90.7/-
T (kenttä)	°C				
Li	µg·l ⁻¹				
Al	µg·l ⁻¹				
Si	mg·l ⁻¹				
V	µg·l ⁻¹				
Cr	µg·l ⁻¹				
Mn	µg·l ⁻¹				
Fe	mg·l ⁻¹	0.25	<0.2	<0.2	
Co	µg·l ⁻¹				
Ni	µg·l ⁻¹				
Cu	µg·l ⁻¹	40	40	<80	110
Zn	µg·l ⁻¹	107	<20	<18	10
As	µg·l ⁻¹				
Rb	µg·l ⁻¹				
Sr	µg·l ⁻¹				
Mo	µg·l ⁻¹				
Cd	µg·l ⁻¹				
Ba	µg·l ⁻¹				
Pb	µg·l ⁻¹	630	<200	<200	100
Th	µg·l ⁻¹				
U	µg·l ⁻¹				